J. Lake Sci.(湖泊科学), 2020, **32**(5): 1254-1277
DOI 10.18307/2020.0506
© 2020 by *Journal of Lake Sciences*

湖泊底泥环保疏浚决策研究进展与展望*

范成新**, 钟继承, 张　路, 刘　成, 申秋实
(中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008)

摘　要: 环保疏浚的决策研究主要涉及"是否疏浚"、"疏浚多少"、"如何疏浚"、"能否疏浚"等问题, 关系到工程是否立项、资金投入、工艺选择和疏浚效果等. 本文首先简要回顾了50年来环保疏浚研究和发展历史, 系统总结了国内外在针对湖泊富营养化、潜在生态风险以及湖泛污染控制方面开展环保疏浚的研究进展, 分析了疏浚决策理念的差异和需要完善的问题. 然后就疏浚工程量设计, 分析了湖泊环保疏浚区域的选定和疏浚面积的确定方法和实例, 围绕环保疏浚深度的确定, 介绍和分析了视觉分层法、拐点法、背景值法、标准偏差倍数法、频度控制法、生态风险指数法、分层释放法和吸附解析法等方法及其优缺点. 接着总结了应用不同工艺疏浚过程中产生的底泥扩散、泄漏和残留原因及影响方面的研究成果, 提出了疏浚决策对疏浚工艺的选用要求. 最后从重视疏浚后环境效果的过程回溯、悬浮态颗粒物影响以及实质性融入生态风险理念等方面, 对湖泊环保疏浚决策的研究进行了展望. 本文认为, 湖泊的疏浚效果未达到预期多与忽视决策研究有关. 决策上的主观性和任意性, 不仅可能造成资金的浪费, 还容易造成生态环境效益的损害. 湖泊的环保疏浚不可能一劳永逸, 也不是每个污染的湖泊都需要或可以采用疏浚方式来改善水环境, 即使达到了环保疏浚的必要性研究和工程量设计水平, 仍需要外源的有效控制和高精度、低扩散、低泄漏的疏浚工艺作为保证.
关键词: 环保疏浚; 决策研究; 底泥污染与风险; 湖泊; 进展; 展望

Research progress and prospect of environmental dredging decision-making of lake sediment*

FAN Chengxin**, ZHONG Jicheng, ZHANG Lu, LIU Cheng & SHEN Qiushi
(*State Key Laboratory of Lake Sciences and Environment*, *Nanjing Institute of Geography and Limnology*, *Chinese Academy of Sciences*, *Nanjing* 210008, *P.R.China*)

Abstract: The decision-making strategy on environmental dredging mainly involves "whether to dredge or not", "how much to dredge", "how to dredge" and "can we dredge", which are related to issues such as the project approval, capital investment, process selection and dredging effect. This paper at first briefly reviews the research and development history of environmental dredging in the past 50 years, systematically summarizes the research progress on the necessity of environmental dredging in the aspects of lake eutrophication, potential ecological risk, and black bloom pollution control at home and abroad, and illustrates the differences of decision-making concepts in answering whether to dredge or not and the problems that need to be improved. Then, on the design of dredging volume, the paper analyzes the principles, methods and examples of the selection of environmental dredging zone and the determination of dredging area. Among the determination of dredging depth, eight methods are introduced and evaluated, including visual method, inflection point method, background value method, multiple standard deviation method, frequency control method, ecological risk index method, layered release method, and adsorption/desorption method. Thirdly, the research results on the reasons and influences of sediment diffusion, leakage and residue in the process of dredging with different dredging processes are summarized, and the selection requirements of dredging technology for dredging decision-making are put forward. Finally, the prospect of environmental dredging decision-making for lakes is put forward from the aspects of paying attention to the process backtracking of environmental effects after dredging, the impact of suspended particulate matter and the substantial integration of ecological risk concept. It is considered that the dredging effect of some lakes has not reached the expected level, which is

* 2020-07-18 收稿; 2020-08-03 收修改稿.
国家自然科学基金项目(41771516, 41703078)资助.
** 通信作者; E-mail: cxfan@niglas.ac.cn.

mainly related to the neglect of decision-making research. The subjectivity and arbitrariness of decision-making may not only cause waste of funds, but also damage the ecological and environmental benefits. The authors point out that dredging is not a environmental protection project could be done once and for all, and not every polluted lake needs or can be dredged to improve the water environment. Even if it reaches the level of necessity research and engineering quantity design of environmental dredging, it still needs the effective control of external sources and the proper dredging technology with high precision, low diffusion and less leakage.
Keywords: Environmental dredging; decision-making research; sediment pollution and risk; lakes; progress; prospects

环保疏浚(environmental dredging)是疏浚工程和环境工程相交叉的边缘工程技术. 环保疏浚是指以减少底泥(又称沉积物)内源负荷和污染风险为目标,用机械方式,将富含污染物(如营养物、重金属和有机污染物等)的指定量上层沉积物进行精确、有效和安全清除的技术,并考虑为水生生物的恢复创造条件. 这项起源于日本和欧美的水污染防治技术[1-3],经过约 50 年的研究和发展,已形成了一个将科学与技术紧密联系的湖泊水环境治理门类. 环保疏浚从 1990s 末引入我国以来,就成为我国湖泊污染治理的主要技术手段之一[2-6]. 自 1998 年在滇池草海开展污染底泥疏挖及处置项目起[4],环保疏浚工程已在包括太湖、滇池、巢湖在内的我国 100 多个湖库的富营养化控制、黑臭治理及生态修复中开展,发挥了一定的积极作用[5-6]. 但是环保疏浚却一直伴随着对效果的质疑,不断引发争议[7-11],这就更使得该项用于水环境改善为目的的技术需要具有更高、更严的决策水平.

决策是信息搜集和加工最后作出的判断. 不同于常规性工程疏浚,环保疏浚是以精确、低扩散、低泄漏方式清除指定污染性底泥,以减少水体内源污染负荷或规避生态风险,以及对疏挖出的底泥进行安全性处理处置等[12]. 环保疏浚是一类资金投入相对巨大的环保类工程,在我国,此类项目的建议、可行性研究或初步设计阶段,都强制性要求开展研究性工作,并要求将环保理念贯穿"疏浚决策—方案设计—疏浚施工—疏浚物处置"的整个过程,在设计的科学性、施工的精准性和工程的预期效果方面有着极高追求. 对环保疏浚决策的研究,是该类项目立项前必须要开展的工作,它涉及到"是否疏浚"、"疏浚多少"、"如何疏浚"、"能否疏浚"等 4 个主要问题[13-14],分别对应于必要性分析、工程量设计、疏浚工艺选择和可行性分析 4 个研究阶段(图 1). 因此对于一个已提出底泥疏浚动议的污染湖泊,完善的、分阶段的疏浚决策是管理者所需要的. 研究人员要在工程立项之前,对疏浚工程规模的必要性、技术选择和可行性等进行论证,对可能开展的疏浚工程的全过程,给出周密、具可操作性的计划和部署,甚至对疏浚效果作出预测,以获得改善湖泊水环境和水生态的预期效益,减少决策失误. 为梳理和完善环保疏浚决策体系,本文对 50 年来的国内外湖泊环保疏浚的决策研究历程进行简略回顾,对相关研究成果和认识进行总结,评述湖泊环保疏浚的研究经验,为湖泊底泥污染控制、水质改善和生态修复,提供借鉴.

1 污染湖泊底泥疏浚的必要性研究

"是否疏浚"是环保疏浚首先要回答的问题(图 1),它不是简单地比较污染物的含量,而是建立在底泥污染程度和生态效应风险基础上,进行必要性评估分析后给予的客观回答[15-16]. 湖泊"是否疏浚"的问题一般是从水体生态服务功能的逐步降低或丧失被提出的,因此,底泥是否已对水质产生污染或是已对生物产生生态风险往往作为疏浚必要性的主要判据[17-18]. 只有确定底泥对湖泊水体具有实质性污染或生态风险后,疏浚项目方可列入实施计划[19-20]. 如在富营养化水体的藻类堆积区、有外源排入的河口湖湾以及城市黑臭段水体,底泥往往是春夏时段的主要污染源,氮、磷的释放通量有时可高达 100 和 10 mg/(m^2·d)[6,11,14]. 在必要性分析阶段,除涉及对底泥的污染物含量(有时也包括形态)分析外[18,21],底泥内源负荷大小,底泥潜在的生态风险等是需要重点获取的信息,这其中包括污染湖泊(区)拟疏浚底泥的内源污染贡献量,及其在总污染负荷中的贡献,以及生物体(如底栖生物)在该底泥环境中的生态风险程度等. 近 30 多年来,应用于我国湖泊的环保疏浚针对的水环境问题主要有:水体富营养化[22-23]、底泥潜在生态危害风险[19-20]及湖泊水体黑臭.

富营养化是最常见的湖泊污染类型,也是国内外环保疏浚最需要解决的水环境问题. 早期确定疏浚的必要性主要依据的是底泥中目标污染物含量. 1969 年世界上首个以水环境改善为目的的湖泊疏浚(日本诹访湖),就是以底泥中总磷(TP)含量过高为主要依据而决定实施的[24]. 但是,不同流域其自然和人类活动的

历史、类型和程度,以及受环境影响的生物种类差异大,使得包括我国在内的绝大多数国家尚未能建立起湖泊沉积物的质量标准[25-26],参考其他标准(如土壤、农用污泥等)则缺乏借用依据. 即使能作为参考的也多受限于污染物种类的不足(如缺少氮、磷等)而难以采纳[27]. 因此从底泥中污染物含量,尚难以定量判断底泥的污染程度和生态风险. 虽然底泥污染物含量越高其污染风险等级可能越大,但关于底泥中污染物含量与其对水体污染影响程度的定量关系,往往难以得到研究结论的支持[28]. 因此在富营养化湖泊的疏浚必要性决策中,底泥中氮、磷等营养物含量往往仅作为重要参考.

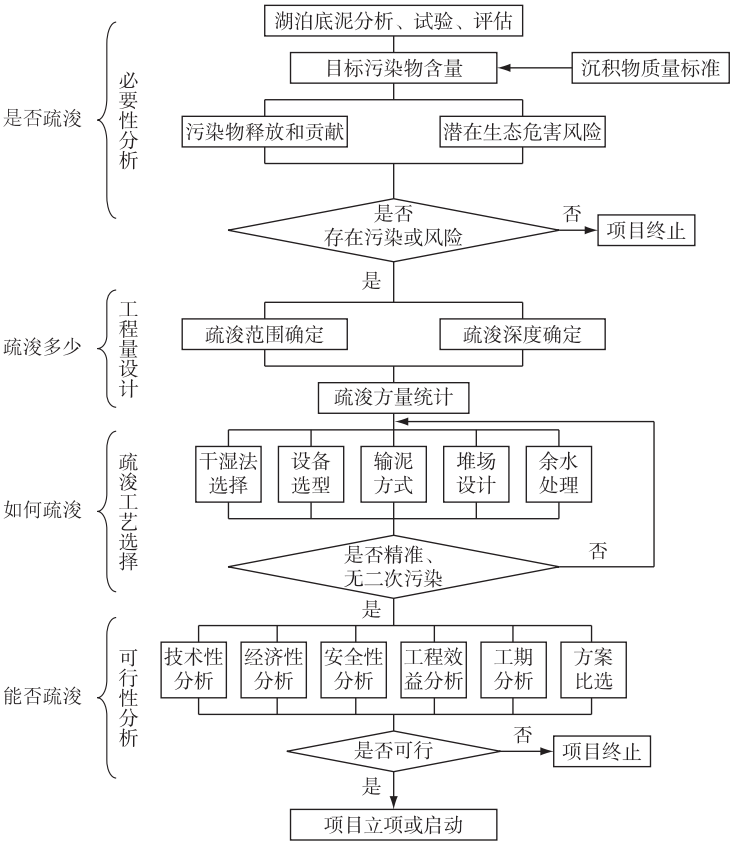


图 1 湖泊环保疏浚决策流程图

Fig.1 Flow chart of lake environmental dredging decision

湖泊底泥中的部分或大部分磷和氮通常视作水柱的磷源或氮源,氮、磷经由解吸或生物地球化学转化解离进入间隙水[29],继而通过沉积物—水界面迁移进入水柱,对湖泊富营养化进程产生影响[30]. 与深水湖库相比,浅水湖泊底泥易受风浪影响,单位水柱受底泥影响大,因此动态环境下表层底泥的氮、磷释放效应具有不确定性[31]. 近 20 年来,国内外对富营养化湖泊疏浚必要性判断的研究,基本向着获取底泥内源释放风险信息(如释放速率和界面扩散通量等)方向发展[9,32-33]. 在“十五”国家“863”太湖环保疏浚方案研究子课题中,中国科学院南京地理与湖泊研究所曾对太湖五里湖沉积物原柱样在不同温度条件下氮、磷的释放强度进行了研究,据此推荐的太湖底泥环保疏浚的最小氮(铵态氮(NH_4^+-N))、磷(磷酸盐磷(PO_4^{3-}-P))释放参考阈值分别为 50 和 1.0 mg/(m^2 · d),并作为重要参数应用于《江苏省太湖生态清淤工程项目建议书》[34]. 由于污染底泥的空间异质性,因此占比高的氮、磷内源污染负荷贡献,往往也是富营养化湖泊疏浚必要性的重要依据[35-36]. 与静态释放结果相比,浅水湖的动态释放结果对决策可能更具有参考价值. You 等[37]应用大型再悬浮发生装置,研究了太湖梅梁湾在不同风速和水温条件下底泥磷的动态释放,虽然温度

升高会导致释放量增加,但中等风情的释放通量分别高于微风和大风条件的 19.2% 和 1.2 倍,表明常处于中等风情的底泥污染湖区,疏浚的必要性应受到更多关注[38]. 从理论上而言,所有能确定底泥释放速率或内源通量的方法均可尝试用于疏浚效果的跟踪研究,如利用分子扩散模型法已在一些湖泊开展了尝试[39],但用于疏浚决策的必要性研究,现阶段基于原柱样的技术方法是推荐的方法[40].

与我国及日本等国家环保疏浚主要针对湖泊富营养化不同,大多数国家湖泊疏浚的目标是减少底泥中有毒有害污染物或规避水生生物危害风险[19,41-42],采用的是生物学评估. 生物评估主要通过底泥化学、底泥潜在毒性、底栖无脊椎动物群落结构和生物累积数据来评估底泥生态系统状况. 1975 年世界上发表的第一篇有关疏浚与环境关系的文章,就是关于疏浚工程对周边水生生物的影响问题. Pequegnat[1] 通过跟踪研究认为,在疏浚弃土水域监测小型底栖生物组成可能比监测大型底栖生物更为重要,在疏浚区周边调查生物响应的差异性,能够反映其影响或反映生境重建状态. 考虑到疏浚/弃土决策者及技术人员对水域特殊生物保护知识的缺乏,佛罗里达州立法机构为特殊生物或具有美学和科学价值的生物建立了 35 个保护区(避难所),并以环境质量违法次数和水体生物时序分析数据等,影响和规范政府的(疏浚)决策行为[43]. 1997 年在荷兰鹿特丹召开的国际污染沉积物会议,其主题之一就是讨论底泥的生态风险控制问题. 美国环境保护局曾开发了沉积物毒性识别和评估方法(TIE),列出了沉积物中重金属、有机物和氨(NH_3)引起生物毒性的作用,使调查人员能够对沉积物中引起急性毒性的化学物质进行特征描述和识别,以帮助做出疏浚决策[44]. 应用 TIE 发现,沉积物中氨在引起毒性方面的作用与重金属、有机物大致相等,但在间隙水中氨的毒性作用更加突出. 在比利时召开的“淡水沉积物监测”会议上,与会者强调分析重金属形态及生物可利用性,在界定底泥污染和生态危害风险时比污染物总量更有实用价值,并建议政府决策者和疏浚业专家,采用基于底泥毒性和泥-水界面重金属迁移风险来获得疏浚决策的结论支持[45]. 虽然疏浚前需要生态风险评估结果做支撑,但为避免整体上出现决策性失误,示范性疏浚研究逐渐得到重视. Guerra-García 和 García-Gómez[46] 曾在疏浚现场建立 6 个 1 m^2的小疏浚区,研究疏浚区和对照区的大型底栖生物的数量和种类在 30 d 内的变化情况,结果支撑了在示范区附近疏浚项目的实施.

湖泊藻源性黑臭(湖泛)问题近 10 多年来已成为太湖等湖泊主要污染问题之一. 湖泛(black bloom)现象实际是富营养化问题引发的,与底泥有着密切关系. 底泥中关键致黑物源(包括部分致臭物源)的提供是造成太湖湖泛的两个根本原因之一[47],且发现没有污染底泥的参与湖泛难以形成[48-49]. 自 2007 年下半年来,为了确保水源地安全,太湖疏浚的控制目标由针对富营养化而转向主要针对湖泛的防范[6]. 2008 年 9 月－2009 年 4 月选定太湖湖泛易发湖区开展了疏浚对湖泛控制效果的室内模拟,同时在符渎港外 800 m 建立了疏浚和对照两个研究区,重点进行疏浚对底栖生物影响的示范性研究. 模拟研究发现,太湖 3 个湖泛易发水域(符渎港、月亮湾、南泉)未疏浚底泥的上层水体,先后发生了黑臭现象,而模拟疏浚的则未见发生[50]. 示范区跟踪研究表明,疏浚 7 个月后底栖动物数量的恢复率达到疏浚前 61.8% 的水平,生物量恢复则分别达到 91% 和 64%,这些正面结果基本支持了在太湖受湖泛影响湖区开展疏浚的决策. Liu 等[51] 通过模拟不同疏浚深度对湖泛的影响,发现疏浚过浅(7.5、12.5 cm)尚不能控制湖泛的形成,疏浚深度达到 22.5 cm 方可起到控制作用. 并发现主要是抑制了形成致黑物的关键因子 $\sum H_2S$ 和沉积物中酸可挥发性硫化物(AVS)的含量. 实际上部分环保疏浚项目是带有补救性或应急性的[52-54]. 黑海沿岸的德夫尼亚区水体底泥淤积严重,基于水体中溶解性物质、钙、氯化物等含量以及底泥中重金属和持久性有机物及放射性物质含量突然偏高等现象,综合分析决定需立即对其实施疏浚. 湖泛的发生一般很难预判,因此决策者往往采用应急性工程进行控制. 由于疏浚项目基本可以满足机动和快速的工程要求,因此关于疏浚时令选择必要性研究往往省去,决策失误的可能性也会有所增加. 总之,随着生态环境保护理念的逐步深入,“是否疏浚”的决策研究必将成为工程可行性研究中的必备程序和依据被进一步巩固,通过必要性论证方可列入拟疏浚项目,也将成为疏浚决策者的共识.

2 湖泊底泥环保疏浚范围和深度的研究

“疏浚多少”看似是个一般工程方量的设计问题,但从环保疏浚研究而言,疏浚方量的设计却是环保理念指导底泥疏浚工程的精髓所在,需要通过精细的研究、周密的计划和合理的确定并通过各种方式表达出

来的过程,以面积和深度的物理量给予确定. 特别是对于大中型湖泊而言,底泥的污染有明显的空间异质性,具有污染风险的底泥主要在部分湖区分布,并且越是接近表层,底泥中污染物含量和风险越高. 湖泊底泥污染物这种集中分布特征,实际上也为疏浚技术的应用提供了可能,但如何合理确定湖泊环保疏浚范围和深度这两个关键物理量,却非一般工程设计可以获得,需要科学的理论指导和方法支持.

2.1 湖泊环保疏浚范围的确定方法

疏浚范围确定实际包含了"在哪疏浚"和"疏浚多大"两个问题. 一般认为,回答"在哪疏浚"的问题需要了解湖泊污染源和污染物分布特征,结合历史信息的定性分析做出经验上的判断. 如 1992 年日本霞浦湖扩大底泥疏浚规模,就是选择底泥营养物含量较高的土浦湾和高浜湾为疏浚区[32,55]. 从易受人类活动影响而言,湖泊的受污染底泥一般分布在入湖河口、湖岸区及相对封闭的湖湾,这些位置是湖泊环保疏浚常见的关注区域,如巢湖西部湖湾、太湖竺山湾和滇池草海等[5]. 但如果就保护水源地而言,还考虑将疏浚区放在水厂取水口附近(如太湖贡湖水厂、锡东水厂和巢湖市水厂取水口周边水域). 对于控制湖泛的环保疏浚,由于"黑水团"具有移动性,出现黑臭的水域不一定是湖泛的原发地,甚至有些区域湖底没有明显的软性底泥,这就需要了解湖底的底泥分布、流场特征等情况. 另外,对高等水生植物繁茂区、鱼类繁育区、底栖生物富集区等生态良好区,以及水工设施附近、无底泥区等,在疏浚范围判定时还应予以排除.

"疏浚多大"需要回答的是疏浚范围或面积的问题. 环保疏浚范围的确定国内外研究相对较少,大多是依据表层底泥的污染物分布特征勾画出疏浚范围和面积[56-57]. 有些管理者直接根据定性分析和所谓的管理经验,将整个河口或湖湾认定为疏浚范围,即使在发表的指导性书籍中往往也阐述的并不清楚. 有的仅根据工程测量设备、定位和图件绘制、底泥力学指标的测定,给出所谓底板图作为疏浚范围[55],明显缺乏环保理念的融入. Dowson 等[56]对划船运动活动频繁的 7 个属于贝类渔业区的河口,通过测定表层底泥和上覆水体中船舶禁用防污涂料(三丁基锡,TBT)含量,并依据其高度的空间变异性以及从底泥向水体解吸的潜在风险,确定了污染底泥的疏浚范围. 王秋娟[58]采用美国 EPA 标准曾对太湖北部 3 湖区做污染分类,再结合底泥对氮的不同程度的解吸,将轻度以上的湖泊沉积物列为被疏浚的范围.

环保疏浚范围确定的核心问题,即是建立底泥污染性质和生态风险等级的划分方法及科学的空间整合体系. 范成新和陈爽[59]提出了一种可简称为"网格层次法"的疏浚范围确定方法. 它以氮磷静态释放、重金属生态风险指数(*RI*)、氮磷有机质、活性磷、氧化还原电位等在内的底泥 9 个物化属性参数为主,同时考虑水质和生态特征共 17 个指标,将拟疏浚的湖泊或湖区划分单元网格,把插值后的单元格中底泥、水质和生态特征属性数据,依据 9 级标准分级和无量纲化处理,在层次分析法(AHP)和专家打分支持基础上计算出各级指标权重,再将数学方法获得的具有同一类别的"疏浚综合评估值"的网格单元进行面积归并,按综合评估值高低将湖泊划分出推荐疏浚区、规划治理区、规划保留区和规划保护区 4 类范围(图 2). 网格层次法支持了太湖疏浚决策[6],其中推荐疏浚区(84.90 km^2)和规划治理区(449.87 km^2)中的部分区域,在 2007 年后太湖开展的环保疏浚中得到实施. 该法所选择的指标和建立的决策框架对此后环保疏浚范围的确定研究产生了一定影响. 王雯雯[60]基于水体中无机态氮、磷与底泥产生吸附解吸并可达到平衡,结合重金属生态风险指数,建立了营养盐和重金属的等级标准,并将太湖竺山湖划分了氮、磷及重金属高风险区,考虑安全性后进行空间叠加划分出环保疏浚范围. 在此研究基础上,他们增加了持久性有机污染物,形成了"鉴别评估"确定环保疏浚面积的方法. 陈国柱和刘毅[61]引入了"决策支持度指数"的概念,将底泥、水质和生态特征的关键性控制指标减到 14 项,底泥权重的赋值增加到 70%,在浙江沃洲湖(长诏水库)疏浚中得到应用.

2.2 湖泊环保疏浚深度的确定方法

疏浚深度是环保疏浚研究中最主要关键性参数之一. 疏浚深度确定的合适与否直接关系到环保疏浚的效果好坏及工程费用的高低,被认为是环保疏浚研究的焦点所在[13,60]. 但关于环保疏浚深度,国外却尚未有合适的方法可以借鉴,多是理念性或定性的[62-64],主要关注的是生物种群的保护和重污染部分的去除,可操作性较低. 一般而言,底泥中污染物含量随着深度的加大而逐渐降低. 如果疏浚深度过小(相当于施工中欠挖),底泥释放和生态风险并未实质性消除,疏浚效果难以得到保证和长效维持;而过大的疏浚深度(相当于施工中超挖),则不仅会使疏浚成本增加,还可能对湖底部生态系统造成破坏,增加后期生态修复的难度[65]. 国际上关于疏浚深度的研究,相关成果主要来自我国. 在多年的研究中,已推出了近 10 种方法[60,66-67],从单

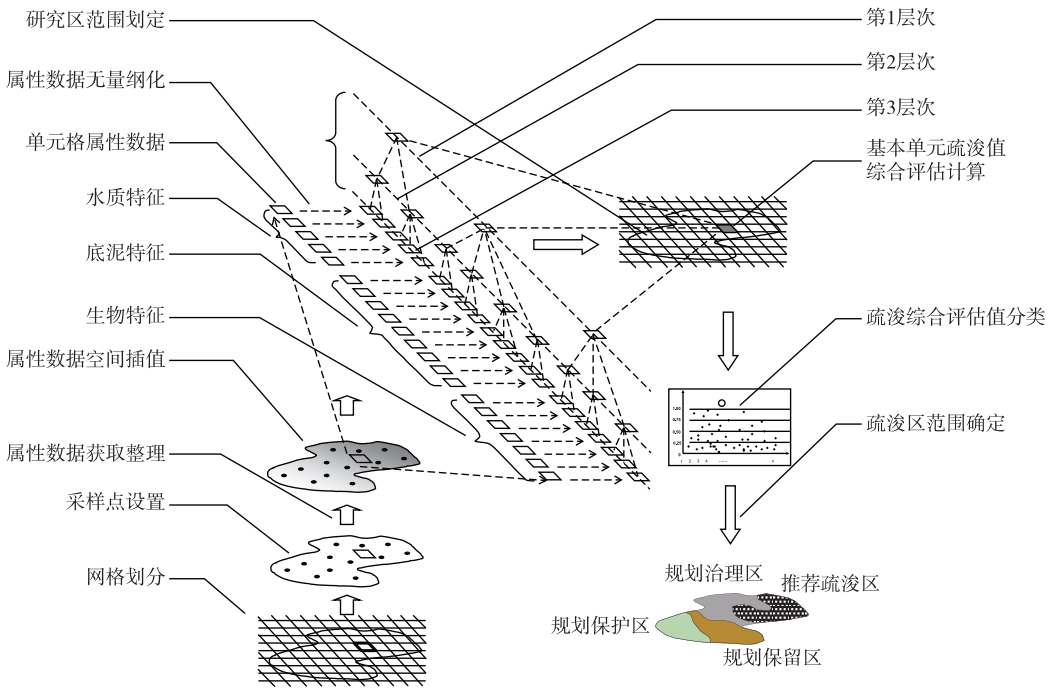


图 2 网格层次法湖泊疏浚范围确定示意图

Fig.2 Schematic diagram of lake dredgingarea determined by grid hierarchical method

一技术上分,主要有视觉分层法、拐点法、背景值法、标准偏差倍数法、频率控制法、生态风险指数法、分层释放法、吸附解析法等方法(图 3).

2.2.1 *视觉分层法* 该法又简称视觉法、分层法和沉积层法[55,68-69],主要根据颜色、气味、流塑或黏稠状态等对柱状底泥进行污染性质分层. 该法早期一般将底泥分成 3 层(污染层 A、过渡层 B、正常层 C),认为 A 层颜色为黑色至深黑色,上部稀浆状,下部呈流塑状,有臭味;B 层颜色多灰黑色,呈软塑一塑状;C 层颜色与当地未被污染土质相同,一般无异味. 在实际应用中,多分成 4 层或 5 层. 如将污染层 A 层的上部细分为浮泥层[68]或氧化层[70];或将过渡层再细分为上、下两层[14],以及将正常层称为健康层[70]. 该法虽简单快速,但由于主要依赖于人的视觉、嗅觉和触觉感官,主观性介入过强,而颜色和流塑态与底泥污染性关系尚未见科学性定论,因此对层的性质和分界位置的判断难免产生误差甚至失误.

2.2.2 *拐点法* 该法又称折点法[57,66,71],它是依据目标污染物含量随深度的变化曲线中,出现明显的拐点(或转折点),则将处于该点位置以上的泥层厚度确定为底泥疏浚深度. 应用该法有时可能出现 1 个以上的拐点,则从可实施性和经济成本考虑合理选择. 吴永红[66]曾对滇池两湖湾底泥氮、磷垂向分布用拐点法判断,认为 24~39 cm 处为其适合的环保疏浚深度. 拐点法是我国 1990s 后大多数疏浚湖泊界定污染底泥疏浚深度时较常采用的方法. 姜霞等[71]用拐点法根据太湖竺山湾底泥中重金属总量及生物可利用性形态的垂向分布特点,推算出底泥环保疏浚深度(0.39 m). 宋倩文[57]分析了梅梁湾柱状底泥 TP 垂向变化曲线,找到拐点处的 TP 含量为 582 mg/kg,据此确定梅梁湾的疏浚深度为 17 cm. 赵海涛等[72]和梅晓庆等[68]提出的“含量分析法”实际上也是依据含量在垂向上的变化特征确定的,与拐点法原理本质上一致. 拐点法的优点是简单直观,易掌握,但实际应用中,由于沉积物的空间异质性,不同的目标污染物、不同的采样点的拐点位置往往有很大不同,垂向曲线上拐点位置有的可多达 3 个以上甚至没有明显拐点,为疏浚深度的确定带来困难和任意性.

2.2.3 *背景值法* 该法是以极少或未受人类活动影响的深层底泥中目标污染物含量作为背景值,将底泥中污染物含量高于背景值的即判定为受到污染,进而确定环保疏浚深度. 底泥背景值可通过与底泥垂向分析结

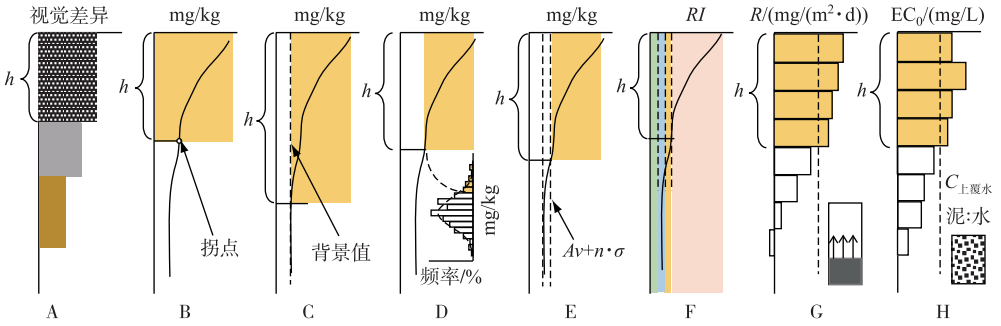


图 3 我国研发或应用的环保疏浚深度(h)单一性确定方法示意图(A 视觉分层法;B 拐点法;C 背景值法;D 频率控制法;E 标准偏差倍数法;F 生态风险指数法;G 分层释放法;H 吸附解析法)

Fig.3 Schematic diagram of determination methods of environmental dredging depth (h) developed or applied in China(A: Visual stratification; B: Inflection point; C: Background value; D: Frequency control; E: Standard deviation multiple; F: Ecological risk index; G: Layered release ; H: Adsorption-desorption)

合的断面沉积地球化学、研究区历史资料大数据分析等方法获得. 根据羊向东和陈旭的研究[73],具有高磷地质本底的巢湖流域由于 1500－1580 年间耕地面积的快速增加,造成巢湖底泥磷含量出现第一次明显上升,对应泥深小于 62 cm 的上层底泥则认为已受近代污染,大于 62 cm 的则可认为是磷的背景值. 一般认为,环境污染大约起始于工业革命开始的 19 世纪末,我国则主要开始于 1950s. 但是,很少有湖泊或湖区能获得高覆盖深层底泥调查数据来获取背景值. 实际对柱状泥样高精度分层及对目标污染物分析后,以背景值含量以上判断为污染层,所确定的疏浚深度一般都会出现正误差.

2.2.4 标准偏差倍数法　该法是对湖泊底泥样品中的目标污染物含量进行分统计分析,求出其平均值和标准偏差,然后根据随机误差理论,确定极限误差下的置信度水平,计算出置信区间. 根据目标污染物含量的均值及其标准偏差变动范围($Av+n\cdot\sigma$),人为划分底泥污染等级,其中 n 为自然数. 对于正态分布,认为偏离 3σ 的可能性已经很小,($Av-3\sigma$,$Av+3\sigma$)之内的数量占总数的绝大多数. 因此在一般湖泊中 n 取值为 3~4,而对污染较重湖泊则取 1~3[70, 74]. 该法需要足够多的采样点目标污染物含量信息,而且理论上每个样点的分层数甚至层位都要具有一致性,另外,n 的取值主观成分较明显,缺乏不同标准偏差与污染的对应关系,依据并不充足.

2.2.5 频率控制法　该法是将足够样本的底泥污染物特征值按大小依次排序,以图表方式绘制污染物含量的频率曲线,或用数理统计方法将特征值和频率表达成一定的数学关系式. 然后确定某一百分比下的底泥质量分类标准,依据人为制定的清淤原则清除高含量污染物,即确定某一频率的污染物为环保疏浚控制值[60]. 该法在分析有多个检测限的变量时,可在分析时给予相同的考虑,以确保所有的数据用于质量分级. 但该法需要有足够多的样本数,以满足统计学要求,且符合正态分布,含量所处频率与污染的对应关系缺乏科学依据,应用较少.

2.2.6 生态风险指数法　该法又称潜在生态风险指数法和临界风险法[75-76]. 瑞典科学家 Håkanson[77]将在相对比较稳定的页岩中不同重金属含量作为湖泊底泥背景值,根据不同重金属的生物毒性作用存在差异,通过各污染因子的计算及其值的加和,计算出 RI,评价底泥的生态危害程度(无生态危害:$RI<150$;生态轻度危害:$150\leqslant RI<300$;中度危害:$300\leqslant RI<600$;强度危害:$RI\geqslant 600$). 生态风险指数法主要依据 Håkanson 的生态风险评估方法和生态危害程度等级,将具有生态强度危害($RI\geqslant 600$)的层确定为污染层,该层下部所处位置至上部底泥—水界面距离,确定为疏浚深度[75]. 在“十五”国家 863 项目中,对太湖五里湖环保疏浚示范区 15 个柱状样点中重金属含量按照生态风险指数将底泥划分为背景层(无生态危害)、无污染的正常层位(生态轻度危害)、污染过渡层(生态中度危害)和污染层(生态强度危害)4 层[34],确定示范区疏浚深度为 20~150 cm. Ding 等[76]应用潜在生态风险指数评价了浙江平湖 10 条河道的重金属 RI,给出了临界风险阈值水平,建议的疏浚深度为 35~100 cm. 该法的优点是用常规化学分析替代了底泥的生物危害实验,使疏浚深度

的确定融入了生态的理念. 不足之处是对于非受重金属污染如营养性污染的湖泊仅能作为参考.

2.2.7 分层释放法 该法主要是通过分析底泥污染物包括氮、磷的释放与相应的污染物含量的关系,并根据所划分的相应释放风险等级,确定底泥疏浚深度[75]. 2003 年中国科学院南京地理与湖泊研究所通过对太湖五里湖底泥释放模拟,将 5~25℃下释放速率(R)超过重污染释放风险(PO_4^{3-}-P 为 1.07~3.65 mg/(m^2·d);NH_4^+-N 为 49.7~90.5 mg/(m^2·d))的模拟释放层以上的泥层确定为疏浚深度. 结果应用于"重污染水体环保疏浚与生态重建技术"的示范研究中,确定五里湖底泥环保疏浚深度为 0.2~0.7 m[34],大大减少了原方案疏浚总量. 刘德启等[78]对五里湖与梅梁湖交界区也进行了以确定疏浚深度的底泥释放试验. 他们以 3 个不同水土比值模拟底泥氮、磷释放,发现水土比值为 3∶1时氮、磷释放最低,给出合理疏浚深度为 25 cm. 周小宁等[79]在分层释放法和拐点法基础上,考虑了疏浚后新形成的表层沉积物磷的"净释放量"(即表征磷释放的潜在可交换性磷与表征吸附的最大吸附量之差),分析了太湖梅梁湾底泥潜在的可交换性磷随深度的变化,推算出其环保疏浚深度为 25 cm. 龚春生[80]分析南京玄武湖东南湖的分层底泥氮磷含量,模拟释放获得了氮、磷底泥—水界面交换通量,认为湖边和湖心底泥合理的疏浚深度应分别为 25 和 15 cm. 何伟等[33]按 10 cm 间隔分层,模拟了淀山湖底泥在不同季节和不同疏浚深度下 NH_4^+-N、PO_4^{3-}-P 和溶解态有机碳的释放速率,据此推荐的疏浚深度为 10~20 cm. 分层释放法还可应用于河道疏浚深度的确定. 邢雅囡等[81]对采集深度为 20 cm 的苏州市河道底泥进行 5 cm 分层氮、磷释放研究,发现由于频繁地疏浚,该河道底泥仅需要疏浚 5~15 cm,即可控制内源释放改善水质.

2.2.8 吸附解析法 该法又称吸附平衡法[70,82]. 对拟疏浚区干燥底泥以合适的泥/水比和外加氮、磷进行吸附解吸平衡实验,找出氮、磷吸附解吸平衡浓度大于上覆水中相应氮、磷浓度的底泥层,确定氮、磷释放风险大的泥层作为疏浚层次,相应的底泥厚度为环保疏浚深度. 王雯雯等[70]应用该方法,对太湖竺山湾环保疏浚示范工程 A、B 两区确定的底泥环保疏浚深度分别为 0.4~0.7 m. 马永刚等[82]在试验水体的浓度条件上对该法作了改进,将底泥与按Ⅰ类~劣Ⅴ类别配置含氮、磷的模拟水体进行吸附解析实验,当达到各自平衡浓度时,将初始浓度与吸附/解析量建立线性回归方程,为疏浚深度确定提供更精细的依据.

实际在环保疏浚工程的疏浚深度确定应用中,除拐点法外,很少仅采用以上一种方法确定疏浚深度,往往是 2 种甚至是多达 4 种方法的综合[33,68-69,75]. 涉及较多的方法是视觉分层法、拐点法、生态风险指数法、分层释放法和吸附解析法. 为了对富营养化、重金属、持久性有机污染物等多重污染的底泥进行有效控制,Liu 等[83]对巢湖汇流湖湾开展了以营养物(TN 和 TP)、重金属(重点是 Cd 和 Hg)和持久性有机污染物(16 种 PAHs)控制为主的多目标底泥疏浚深度的确定,对划分的 4 块区域推荐的合理疏浚深度为 15~25 cm. 张鑫等[69]提出用基于疏浚深度主要位于污染过渡层(B)内这样的基本判断,应用沉积学法(视觉法)、背景值法、拐点法和分层释放速率法给出疏浚深度,获得在过渡层中需疏浚去除的百分比(综合系数 K 值),以此用公式计算出环保疏浚深度. 对于特殊的湖泊污染现象——湖泛黑臭的控制,以关键的致黑组分为主要控制参数,也将获得较好的疏浚效果. Liu 等[51]模拟疏浚深度控制湖泛,发现 22.5 cm 的疏浚深度可有效控制湖泛的发生.

与我国在环保疏浚深度确定上主要关注底泥中污染性化学元素或组分(营养性、重金属和持久性有机污染物等)不同,欧美一些国家更注重于与底泥有关的生物体毒性效应,并且以实际受影响的结果来确定疏浚深度[62]. Rosiu 等[62]曾对底特律河采集的 12 个沉积物岩芯按 5 cm 间隔分层,分别用毒性剖面法和生物测定法分析评价了底泥中一种摇蚊幼虫(*Chironomus tentans*)在 10 天暴露期的存活和增重. 与对照相比将沉积物分成(对底栖动物)剧毒、有毒、轻度有毒和优质栖息地,并据此估算 8 个采样点的有毒沉积物体积,确定了疏浚和处置有毒沉积物的成本. 我国涉及与疏浚深度有关的生物体研究,目前尚不具有定量指导意义,如 Yu 等[65]在实验室环境下研究了浅疏浚和深疏浚对底泥上黑藻生长的影响,认为适度疏浚后的底泥与黄萎病菌的生长相适应;过度疏浚则因棕壤性基底缺乏养分,导致水生植物生长缓慢. 为兼顾底泥污染控制和水生植物的修复,研究认为将疏浚深度放在底泥有机质含量处于 1.7%~5.0%之间时,既可控制河道有机污染,又可为底栖动物和附着藻类提供充足营养,防止沉水植物(菹草、黑藻)根系出现烂根现象[84].

3 湖泊底泥环保疏浚工艺选择研究

疏浚是一类应用水力或机械的方法,挖掘水下的土石方并进行输移处理的工程. 环保疏浚的对象是(软

性污染)底泥,外力使其以泥块或泥浆的状态从原位移除,并通过水面上的设备运出到湖体以外区域处理处置[85]. 输泥方式、堆场设计和余水处理工程基本离开水体或在密闭环境下进行,已不涉及水中疏浚操作,故不作为本文主要述及的内容. 水下的疏浚活动因所选的疏浚方式、疏浚工具、定位装置、防扩散装备等工艺的不同,将会产生欠挖、超挖、漏挖和底泥泄漏等现象,在新生表层底泥上将会产生不同量的残留物[67,86]和再沉降物(图 4),这将牵涉到决策中工艺的选择. 另外,疏浚中因刀具或流体对底泥的剪切和湍流会产生颗粒再悬浮,其中大颗粒物在重力作用下会迅速回落到泥层表面,较小颗粒则会在水体中扩散迁移直至沉降. 疏浚中扰动扩散的颗粒物和残留的疏浚物,将会对周边水环境质量和生物体产生影响,降低疏浚后的污染控制效果[86-89],需要一定防护措施. 因此,在疏浚实施前,疏浚方式、疏浚工具、定位装置、防扩散装备等疏浚工艺的选择,也是环保疏浚决策所必须要考虑的研究内容.

3.1 环保疏浚方式的选择

底泥疏浚分干法和湿法两大类. 干式方法又称排干法或空库法[90],即将整个湖区或围堰分隔水体中的水排干,用推土机推积、车辆装载运出;或用高压水枪冲淤等将底泥与水体混合推积于低洼区,再用输送泵将泥水抽走. 前者也称机械疏浚,后者为水力疏浚[91]. 南京玄武湖是我国采用干式法对湖泊疏浚的较典型案例. 该湖自公元 320 年以来,分别以军事、清淤和扩容等目的,进行了 10 次干湖疏浚[92]. 1997 年 11 月—1998 年 3 月为改善湖泊水质,进行了第 11 次干法疏浚. 主要采用建围堰分湖区机械疏浚方式,设计疏浚深度 30 cm,共清除湖泥 87 万 m^3[86,91]. 2002 年底—2003 年初的西安兴庆湖疏浚也是采用高压冲淤. 干法疏浚的优点是将水下施工的隐蔽工程变成陆上直观施工,施工中规避了再悬浮对水体的影响,而且对地形起伏大、杂物多的底部能以可视和无死角的方式进行作业[67],缺点是几乎难以按照确定的环保疏浚设计的几何尺寸进行污染底泥的有效清除,残留率高,超挖和欠挖发生概率大;残留污染底泥易与清洁底泥混杂,污染控制的效果一般不甚理想[8,93].

湿法疏浚又称带水或水下疏浚,该法需要将疏浚机械安装在可移动的作业船上[94],通过疏浚工具,如斗、吸头或刀头等(图 4A),将污染底泥清除出水体. 具有环保理念的疏浚方式基本来自湿法疏浚,在底部杂物不多且疏浚面积不是非常小的情况下,湖泊环保疏浚的设备选型,实际上就是根据湖泊水深、底泥性质、疏浚泥深、工期,低扩散低残留等工艺和环保要求,对需要疏浚船疏浚的挖掘方式的选择.

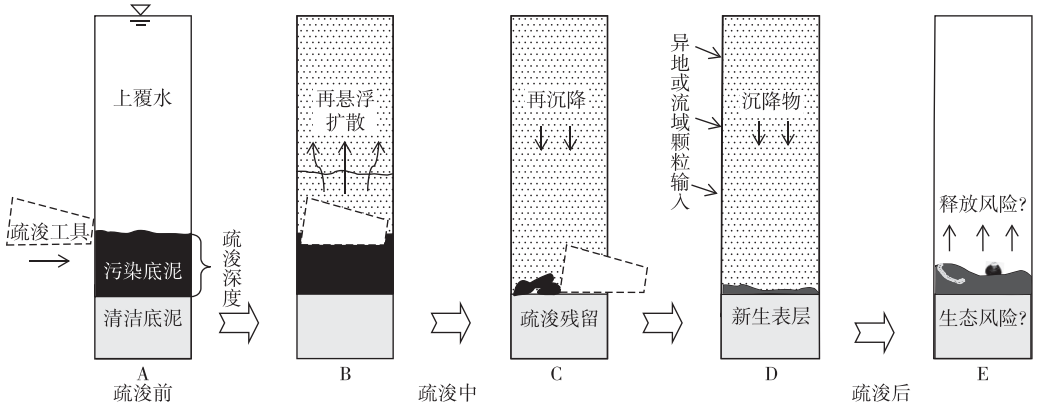


图 4 疏浚中底泥新生表层形成过程及潜在风险示意图

Fig.4 Formation process and potential risk of new surface sediment in dredging

湿法疏浚主要分抓斗式、链斗式、铲斗式、泵吸式、耙吸式、绞吸式和斗轮式等疏浚方式[67,90,95],其中耙吸式、绞吸式和斗轮式都属于吸扬方式. 这些湿法疏浚设备具有不同的工作原理及优缺点,疏浚决策可根据污染物控制目标及疏浚水体自身的环境条件选择适合的疏浚工艺设备. 虽然湿法疏浚有多种方式,从施工效率、经济性、适应性和环保性等方面,不同疏浚方式各有所长[4,95],但真正在湖泊中应用较多的主要有抓斗式、泵吸式和绞吸式(表 1). 2014 年南京玄武湖和 2018 年武汉龙阳湖的疏浚工程,均采用了抓斗方式施工,但从国内外发展特别是环保要求越来越高的趋势看,绞吸式挖泥船是相对较适合的疏浚方式. 陈超等[96]曾

模拟抓斗式(V 形面)和绞吸式(表面有残留)疏浚方式与理想状态(平整面)对太湖不同湖区的底泥疏浚效果进行比较发现,绞吸式疏浚比抓斗式对底泥氮、磷释放有更好的控制作用. 泵吸式由于有较高的疏浚精度(10 cm),特别适合湖底状况复杂、防扩散污染要求高的湖岸区域薄层疏浚[97-98].

表 1 湖泊中不同常用疏浚方式的优缺点比较

Tab.1 Comparison of advantages and disadvantages of different dredging methods in lakes

疏浚方式		工作原理	优点	缺点	参考文献
斗式	抓斗式	利用吊杆及钢索悬挂并旋转泥斗,在抓斗自身重力下入水后插入泥层,通过控制抓斗的闭合和提升,从水体取出底泥,再回转卸载至淤泥驳船	可挖掘较硬密土层;疏浚泥的含固率高;特别适合狭小水域,复杂底部适应性强;不受水深限制;抗风浪性能好	底泥易泄漏,扩散范围较大,易造成二次污染;泥层较薄时,效率大幅降低;开挖方量小;需要泥驳船	[95,99]
	铲斗式	用定位钢桩(或锚缆)固定船体,利用吊杆及斗柄将铲斗伸入水底进行挖掘. 可以反向铲(后退向下)或正向铲(前进向上)强制切泥疏挖,以侧向或反向卸泥方式将疏挖的底泥卸入泥驳	土质适应性强;特别适合于浅水湖沼中施工;可整体运输,无需吊车;可自行装卸	底泥易泄漏,残留率高;生产效率较低;一般不能大范围采用;多为非自航,需要泥驳船	[55,100]
泵式	气力泵	以空气为动力,利用缸体内外压差,驱使底泥(泥浆)在外部静压下进入并充满缸体,关闭吸入阀门,注入压缩空气,再将泥浆压送到排泥管. 如此循环反复连续工作	能进行薄层疏挖;防扩散效果好;结构简单耐磨损;疏浚深度大、疏浚泥的含固率高(可达 90%);生产能力广(40~2000 m^3/h)	厚泥区和浅水区效率低;对杂质较多区适应性较差;疏挖能力低;单船排距短;疏浚精度一般	[55,95,101]
吸扬式	绞吸式	在刚性桩缆定位下,通过控制绞刀头的旋转、扇形横摆及纵向前移,对水下泥面切削和搅动,形成固液两相混合泥浆,继而吸泥管经泵机产生的负压将泥浆抽吸乳输送管道	土质适应性较好,垂向施工精度高(5~10 cm);排距远;管道输送泄漏少;挖、吸和输送可连续完成,效率高;施工灵活	对周围底泥扰动大,需配备防护罩防颗粒扩散;疏浚泥浆的含固率低(约 10%~12%);成本较高	[55,95,102]

3.2 基于疏浚中再悬浮和颗粒扩散考虑的疏浚工具的选择

疏浚中疏浚工具(如刀、斗、铲等)难免因对表层底泥的切削、抽吸等而产生机械搅动、振动或流体紊动,这种瞬间使底泥碎化、松散和扬起的操作,往往会造成疏浚点及其附近底泥再悬浮乃至向周边水域扩散(图 4B). 此外,船体移动、淤泥装载等过程也会短暂地引起局部水体的湍流和剪切现象,导致底泥颗粒物悬浮. 实际上,即使冠以“环保”称谓的所有疏浚方式,在疏浚作业中都难免造成一定程度的扩散和泄漏,只是程度不同而已. 由于底泥再悬浮和扩散不仅导致水体的浑浊和透明度下降,更主要是会快速使底泥中污染物向水体释放[31,37,67,99],因此在疏浚方法的选择中,往往对疏浚工具给予更多关注. 疏浚活动的物理环境,主要是水体悬浮固体浓度(SSC)增加以及向疏浚点远处的扩散和沉积(DEP)而造成的影响[103]. Hyötyläinen 和 Olkari[87] 对疏浚中的芬兰 Jämsänvesi 湖泊分层底泥多环芳烃(PAHs)进行分析,根据最上层(0~10 cm)的淘洗液中 PAH 总浓度对发光细菌和水蚤的毒性较大的结论,提出疏浚工具是否存有合理性的问题. 杨白露[99] 从可优化运行参数和工艺入手,研究了斗容 8 m^3 抓斗其抓斗开度、疏浚频率和飘斗角,对疏浚中扩散所造成的底泥释放影响. 结果认为,抓斗开度为 180°、飘斗角为 0°、抓泥频率为 40 次/h 时,疏浚后底泥中氨氮、TN 和有机物累积释放量最小,所获得的环保工艺参数反过来指导了疏浚工艺的选择. 因此疏浚中因扩散等所造成的影响范围和程度,往往是环保决策在疏浚工具的选择中需要考虑的重要内容.

Cutroneo 等[104] 用带有多普勒流速剖面仪(ADCP)和浊度仪的测试船,对意大利热那亚 Multedo 港作业中的 3 种类型疏浚船(抓斗式、铲斗式和耙吸式),所形成的浑浊区拖尾(flume)的特征和变化进行逐日跟踪.

利用获得的声学后向散射和浊度数据,以及对浑浊区拖尾状态演变分析,抓斗式疏浚的浑浊拖尾仅出现在距抓斗 50 m 以内的底部;铲斗式疏浚的拖尾则在疏浚点 50 m 内的整个水柱明显存在,港内 50~400 m 和港外 100 m 也有出现,但主要在 100 m 范围内[105];耙吸式挖泥船后形成的浑浊拖尾在港内 400 m 延伸到港外 100 m 处的整个水柱. 用动力学数值模型研究因疏浚产生的悬浮固体拖尾影响,其结果常被应用于疏浚前的预测[103]. Wasserman 等[106]曾用 3D 模型,模拟了巴西塞佩蒂巴湾在内潮汐和风力作用下疏浚过程中的颗粒扩散,其影响范围可达 600~1000 m[67],认为高强度的水动力对影响范围可能起到了拉长作用. 为能从时空上精细刻画疏浚 SSC 拖尾的渐变过程,Feola 等[103]以传统的机械式和水力式挖泥船为研究对象,通过对 SSC 和 DEP 模拟的时间序列分析,得出统计学参数,以数值来评估其空间(垂直和水平)和时间(季节)变化. 将发生超过阈值的 SSC 拖尾事件,按照量级、持续时间和发生频率给予记录(SSC_{num}),作为综合指标直接比较不同疏浚船在距疏浚区渐进距离处产生的影响. 该疏浚工程潜在影响的识别和评估系统为西西里岛奥古斯塔港在选择疏浚工具上提供了决策支持. 曾建军[107]曾以悬浮物发生量作为指标比较 3 种疏浚方式对环境的影响,结果表明,在同等疏浚效率下,抓斗式影响最大,耙吸式其次,绞吸式最小.

3.3 绞吸式疏浚船的装备改进和工艺选择

虽然仍有一些类型的挖泥船也被应用,但目前国内外优先选用的环保疏浚方式是绞吸式挖泥船[95-96,108-109]. 环保疏浚质量的好坏主要体现于两个指标:扩散性和残留率. 无论疏浚设备的先进与否,都会产生一定量的残留淤泥[110](图 4C). 这些从疏浚泥中残留下来的底泥往往具有较高的流化状态、易迁移且具有较高的生物可利用性,其中的微生物甚至可对底泥产生接种式的活化作用[14,86]. 对于绞吸式疏浚船而言,底泥的扩散主要是来自绞刀头对底泥的切削、刮吸形成的扰动以及定位桩的移动等,使得底泥会快速向周边分散[14,95]. 底泥的残留涉及因素相对较多:(1)因地形平整度差或垂向定位允许误差等造成的欠挖;(2)由于平面定位误差、疏浚区划分问题或船体定位偏斜等因素造成的漏挖;(3)由于构造物、石块和障碍物等遮掩造成污染性底泥未被清除[110];(4)绞刀头抽吸效率不足或是泥块过大过硬等,使得已被碎化、松散甚至扬起的底泥没被抽吸走;(5)因扰动造成的再悬浮底泥的原位和异位的沉降等(图 4C).

据研究,由于疏浚设备(包括绞刀头、定位系统)、底泥性质(如粒径、含水率、有机质含量等)和疏浚点环境条件等因素,残留量可占疏浚挖掘总量的 2%~11%,残留颗粒物中的污染物则约占计划疏浚清除污染物的 5%~9%[111]. 但有文献表明,疏浚淤泥的残留量与疏浚设备的关系不大,而与疏浚地点的现场条件关系密切. Patmont 等[112]根据污染物质量平衡法估算,认为残留淤泥量约为疏浚量的 1%~13%. 为改善绞吸式疏浚船的扩散性和残留率指标,在给定的硬件条件下,人们主要从装备的改进和工艺的选择两方面进行完善[89,110].

1)防扩散泄漏型环保绞刀的设计和研制. 一般认为,罩式、立式圆盘型和螺旋刮扫吸头式是降低疏浚物扩散的主要绞吸形式. 近 30 多年来,从防扩散和防泄漏角度,进入实际应用的新型环保绞刀层出不穷. 如荷兰 Boskalis 公司专为环保疏浚设计了圆盘式环保绞刀,比利时国际疏浚公司设计了铲吸式绞刀[113]. 美国也有相关专利提出一种防止泄漏的方案,在绞刀大环内侧设置了特定的铲板,用以引导被切削下来的泥沙尽快到达吸泥口处. 荷兰专利也设计出了一种防止绞吸式挖泥船泄漏的方案,该方案让吸泥口尽可能的深入绞刀内部,提高吸入效果,以达到减少泄漏的问题[95]. 我国近 20 年来在环保绞刀领域也进行了不断的研制和改进[114-115],杨建华等[115-116]针对普通疏浚绞刀底部适应性差、吸泥效率低、容易造成漏挖,以及固定式防护罩不能控制泥泵的进水量、疏浚深度不能随泥层厚度改变等问题,研发出两款新型环保疏浚绞刀;林玉叶等[114]则针对平整性差的湖底,易造成绞刀头防护罩不能与泥面很好密闭的问题,研制出一种可提升疏浚泥浆含固率的环保绞刀头,降低了疏浚的残留率. 但整体而言,我国在环保疏浚绞刀的研制方面,还是以性能改进为主.

2)疏浚防扩散装备和工艺改进. 疏浚的防扩散和防泄漏,很大程度上取决于加装适合的防护罩,以及由泥泵驱动在吸泥口吸泥效率. 疏浚中大量的再悬浮颗粒物会在绞刀头附近形成高浓度颗粒物“云团”,在疏浚工具周边加装防护罩的方式可以大大降低其扩散性[117]. 杨白露[99]研究了在疏浚绞刀外加装防护罩的作用,分析表明无论是普通绞刀还是环保绞刀(螺旋绞刀),加装防护罩比未加防护罩的绞刀疏浚时悬浮颗粒物显著减少,氮、磷和有机质 3 种污染物的释放量分别减少了 9%~14%、13%~24% 和 23%~35%. Morin 和

Morse[118]通过室内试验(泥水比为1∶5、1∶100和1∶10000)来模拟疏浚区封闭措施与疏浚现场跟踪做对比,结果反映疏浚造成的再悬浮导致了NH_4^+-N释放量明显增加.“十五”期间“863”太湖子课题中,我国曾研发出适合湖泊疏浚的带防扩散罩的环保绞刀,防扩散罩由固定罩和活动罩两部分组成,提高了疏浚质量和工作效率,减低了悬浮底泥的扩散率[116].除防护罩外,防污帘也是常用于阻滞疏浚区悬浮物扩散的材料,它主要由浮体、帘布、悬坠物、拉绳等组成,但主要用于海洋和河流疏浚的防扩散.

3)疏浚定位、传感和信息技术的提升.环保疏浚与一般疏浚相比,其最大的不同是对一个不规则的清淤断面以可控方式,对所设计的疏浚厚度(能以5~10 cm精度)进行精准性疏挖.在湖面开阔水域施工中,高精度的平面定位和高控制能力的垂向稳定性,是疏浚低残留率的最主要保证,稍有不慎就会造成欠挖、超挖和漏挖.目前国际上环保疏浚标准要求,平面疏浚精度为30 cm,垂向疏浚精度为5~10 cm[89].20世纪末,我国自行生产的疏浚设备大多源于港口和航道的清淤装备,在挖深控制(20~30 cm)和空间定位精度(m级)方面均较落后.“十五”期间我国在西五里湖开展了环保疏浚技术系统性研究,集成了高精度微机测控、卫星导航定位、传感器和地理信息处理技术,研制出绞吸挖泥船挖深自动监控装置[119].结合高精度定位及挖深控制技术,使得平面定位精度达到± 1 m,薄层疏浚精度控制在<10 cm,满足了高精度疏浚定位要求.

4)环保疏浚作业和装备参数的优化.在实际疏浚作业中,与水环境保护直接有关的就是挖泥船液压系统控制的绞刀转速和横移,泥泵真空和排压一系列运行状态参数,对于操作者而言,这些都是作出正确控制决策的关键信息[120].汤德意等[121]在水库疏浚现场,研究了环保绞刀转速n和横摆速度v与吸入泥浆浓度的关系,结果表明,n=15 r/min、v=15~20 m/min是绞刀的最佳作业参数,此时疏浚泥水中的含固率最高,底泥扩散率和残留率也相对较低.彭小兰[122]在三峡库区回水区也研究了上述关系,发现绞刀横移速度比转速的影响大,认为能提高疏浚效率的绞刀转速和横移速度应分别设置在40 r/min和2 m/min.虽然同为水库疏浚,但可能装备的不同,底泥的性质等不同,使得优化的施工参数出现了明显差异.为尽可能降低疏浚过程中产生的污染物扩散,疏浚前可向环保疏浚绞刀(螺旋加罩绞刀)的水底投加PAC和钙盐钝化剂后再进行疏浚施工,疏浚区水环境中COD、TN和TP含量得到了有效控制[122].

4 湖泊底泥疏浚可行性分析研究

环保疏浚项目通常涉及的投资费用相对巨大,在决策前需全面系统地分析和掌握项目的社会经济和生态环境效益的情况.也就是说环保疏浚的可行性分析是以预测为前提,以投资效益为目的,从技术、安全、经济和施工管理上的综合性分析,以确定拟疏浚项目是否可行(图1).湖泊的疏浚效果未达到预期,多与忽视决策研究有关,决策上的主观性和任意性,不仅会造成资金的浪费,还容易造成生态环境效益的丧失.在前面经过“是否疏浚”、“疏浚多少”和“如何疏浚”的系统分析后,相当于通过了环保决策中主要技术的可行性分析,但是,“能否疏浚”是工程实施的最后决策,根据“一湖一策”的理念,除了疏浚的技术性分析外,不同湖泊疏浚的安全性、经济性以及工程配套条件和施工期等都会有所不同,须纳入可行性研究的范畴,加以系统分析,为环保疏浚决策提供最终依据.

4.1 环保疏浚的技术性分析

虽然环保疏浚中最关键的环保技术在于疏浚,即采用什么样的疏浚方式、疏浚工具和疏浚工艺,这对于环保疏浚防扩散防泄漏的重要性不言而喻[85,123].但这并非环保疏浚技术的全部,从完整性而言,输泥方式、堆场设计、余水(或退水)处理技术也是非常重要的(图1),实际也会在一定程度上影响疏浚周边水环境,牵涉到环保疏浚工程是否可行的问题.污染性底泥通常需要采用运载方式输送到堆泥场进行存放.就湿法疏浚而言采用的都是管道输送方式,对于运距较远的输送,中间还将每隔一段距离设置一个加压泵站.在这一输送过程中可能产生的跑冒滴漏等环境影响的问题,必须给予技术和工艺方面的足够重视,涉及输送管线的密封性、耐压性以及加强对施工管线的巡视和事故的及时处理等.根据预计疏浚泥的处理能力,堆放疏浚污泥的堆场分为临时堆场和永久堆场,堆场的大小、远近和围埝结构(断面、埝体和防渗材料)等都有较高的技术要求.湿法疏浚出的泥浆中余水所占比例可高达80%~90%[55],余水中通常含有高浓度的营养性氮、磷甚至重金属类污染物,因此必须在空间不足或调整前排出堆场.目前我国的余水处理主要针对固体悬浮物(SS)、NH_4^+-N和TP浓度的限制,滇池污染底泥疏浚二期给出的余水排放标准为SS≤300 mg/L、NH_4^+-N≤15

mg/L 和 TP≤0.1 mg/L[55].

4.2 环保疏浚的经济性分析

相比于一般疏浚,同样方量的环保疏浚其费用要高得多,其最主要的原因就是为体现环保性,从疏浚前的装备的配置,到疏浚施工中的防扩散泄漏和疏浚后的泥水处理处置和监测维护等,都比一般疏浚产生了更多的成本. 而且随着社会经济和工艺水平的进步,对环保疏浚要求逐渐提高,知识产权在装备和方法中的注入以及环保要求的不断提高等,也使得疏浚的定额和整个工程的造价,会发生变动尤其是增加[124]. 环保疏浚工程的每一项内容都将涉及到资金的投放,我国各地经济发展不平衡,虽然各级政府都很重视水环境保护,但对疏浚成本的控制也有可能成为限制性条件[125]. 在我国湖泊富营养化污染影响比较大的地区(如太湖地区、云贵地区和武汉市周边),地方政府用于包括环保疏浚的投入的意愿相对较大,但对多数地区,即使湖泊污染已很严重,疏浚的必要性也非常充分,可能受地方财政的环保投入影响,疏浚的可行性并不足. 此外,政策变化、通货膨胀等因素都将可能制约着环保疏浚项目立项或启动的可行性.

4.3 环保疏浚的安全性分析

环保疏浚重点是以水环境保护为主要目的,这些受保护的水体往往处于近岸或水流平缓的湖湾区. 从考虑城乡防洪、生活与生产安全的角度,疏浚区如果涉及到堤防、饮用水取水口和水工设施等近陆或水中的构筑物时,应参照我国现行的疏浚标准,必须保证足够的工程安全距离. 如果所确定的疏浚区均在危险范围内,则项目不可实施. 据对太湖底泥疏浚规划设计[6,74],疏浚区必须距离湖堤岸线 50~100 m、中大型水工设施 100~200 m,对于永久性标志物以其为圆心的 25 m 范围,对于湖体内的桥墩则以其桥梁走向两边各外向 100~150 m 范围,距离水源取水口 500~1000 m 范围. 另外,我国东部地区和西南部地区会出现地区性的季风期,9—10 月往往易发台风,就保障人员的生命安全而言必须避免. 此外风浪过大,船只的定位、绞刀放置位置和姿态的稳定性都将受到很大影响,对于在这些区域开展环保疏浚的项目,只能从安全性考虑,避开这一时段施工.

4.4 环保疏浚的工程效益分析

环保工程的效益主要考虑的是环境效益、生态效益和社会效益. 疏浚从湖体去除了多年沉积下来的大量污染物,特别是从总量上有效去除了污染物相对活性部分;疏浚可一定程度下促进历史环境下的水生生态系统的恢复,对草型湖泊则控制沼泽化进程;疏浚一般都能改善水体的透明度,提高沉积物表层的溶解氧水平,提升人居环境和旅游资源;疏浚会增加库容以及开发地区水资源储存容量等. 然而,疏浚最主要的是环境效益,它是可行性分析中最重要的部分.

环境效应的评估从时间上分为两种,即疏浚前和疏浚后. 作为可行性分析的环保疏浚工程效益的分析,实际就是对拟疏浚工程环境效应的预测,必须在疏浚前进行,以支撑可行性研究结论. 底泥疏浚对底泥污染的控制效应往往受外源输入、疏浚设备、淤泥残留,特别是水体环境的开放性等因素的影响[126-128],实际难以从水体疏浚前后的水质指标变化和比较上,来辨识和评估疏浚对底泥污染的控制效应. 而且湖泊疏浚施工是一项挖掘工具和被挖掘对象(底泥)肉眼不可见、需借助水下监视的隐蔽性工程,常规的水环境调查评估方法几无用武之地. 以室内、原位的疏浚模拟,以及现场小试及中试施工试验性研究,被广泛应用于环保疏浚的效益预分析,结果为项目的可行性提供重要支撑. Fan 等[32]在霞浦湖模拟土浦湾疏浚 30 cm 深度后,底泥 NH_4^+-N、PO_4^{3-}-P 的释放速率受到了控制,为该湖的环保疏浚工程向湖心的继续推进提供了重要依据. 江苏省水利部门为慎重起见,观察疏浚对底泥内源和生物种群(底栖生物)的影响,在湖泛易发地(符渎港外)开展了为期 9 个月的实验性环保疏浚工程,底栖生物生物量和种类的快速恢复结果支持了工程实施的可行性[50].

4.5 环保疏浚的工期分析

虽然没有严格的要求,但环保疏浚的时间最好选择冬、春季[10,55,129],我国大部分区域湖泊此段时间往往呈低水位期(枯水期),风力相对较小,适合湖面疏浚船的稳定和施工. 底泥表层还是藻体越冬的主要场所[130],沉降主要发生在秋末至春初阶段,如果疏浚安排冬春季进行,将可有效地将部分附着在底泥表层的藻体(特别是蓝藻种源)清除掉,为藻类水华的控制起到积极作用. 另外,在我国经常出现一种疏浚工程叫“应急”疏浚,其必要性原因可以是湖泊发生了重大污染事件(如湖泛),或是某水源地水质发生了与底泥有关的问题. 此类项目往往不允许有所谓“耽搁”,用必要性代替了可行性. 其中最典型的就是将研究、设计和

论证时间大大压缩,来满足立即施工的要求. 但是,如果在时间节点上违反了科学规律,也将不具有可行性. 比如环保疏浚主要就是控制内源污染,减小底泥生态风险,改善湖泊水质,但如果恰巧在夏季疏浚,由于温度效应,对内源的释放将具有增大甚至放大作用,不具可行性[10,55]. 再比如,如果疏浚的水体是严重富营养化湖泊,设计的疏浚时间未避开藻类暴发或湖泛易发阶段,此时段施工将因难以避免的疏浚物扩散和泄漏而增加水体中营养盐,反而造成藻类增加或黑臭发生等水质恶化现象,显然这样的"应急"疏浚工程在工期上缺乏可行性,需作时间调整.

4.6 环保疏浚方案的比选

方案比选是寻求合理的经济和技术决策的必要手段,具体环保疏浚工程而言,方案的比选就是对工程中各主要技术在可比性的条件下,就投入、效益、技术、风险等方面进行比较[131]. 其中在效益大致相同的基础上,技术比选往往是决定性的,主要是针对内源控制的同类技术的比较,如环保疏浚技术与原位覆盖技术和原位钝化技术的比较. 黄学才等[132]对武汉水果湖环保疏浚工程的设计,进行了包括施工围堰布置、清淤施工挖泥船、输泥方案、排泥场方案的比选,使得最后所选方案最具有可行性. 通过多方案的比选,可提出投资省、技术可靠、建设工期合理、环境效果好的实施方案[55].

5 研究展望

5.1 重视对湖泊疏浚后环境效果的回溯性研究,总结经验教训,建立适合我国发展的环保疏浚决策程序和内涵

环保疏浚在国际上已开展了 50 多年,但长期以来不断引发对湖泊疏浚改善水环境争议的主要焦点,就是疏浚后水质改善效果不佳的问题. 我国开展环保疏浚也有 20 多年的时间,然而几乎没有对已证实疏浚效果良好特别是欠佳或失败的湖泊开展过专项研究,这使得我们不可能客观判断问题出现在哪一阶段以及问题的真正原因,也几乎不可能从科学理论和技术上进行系统分析,总结得失的原因和经验教训,提高科学决策水平. 20 多年来,为改善水质,我国已在 100 个左右湖泊水库开展了疏浚工程,可考虑从中选择方案资料相对完整、社会反映效果较好、效果一般和效果欠佳(或差)的湖泊,开展回溯性研究. 一方面加强和改进从工程疏浚前的污染风险评估、疏浚量设计、疏浚方法和工艺选择,以及疏浚后疏浚效果跟踪研究;另一方面分析和研究疏浚后包括外源在内的污染源变化,重点可放在疏浚区底泥表层目标污染物的含量和形态,以及影响底泥—水界面交换通量的原因方面. 回顾和分析疏浚前和疏浚后底泥对水质的影响,真正从本质上总结成功的经验,失败的原因和教训.

虽然国内外已颁布或出版了环保疏浚的导则和指南[55,133-135],但多属于针对环保疏浚行业的规范性要求,以及环保装备和工艺的介绍等. 目前,我国部分湖泊水库的疏浚项目仍带有很明显的武断性,有些几乎仅凭水质较差,在缺乏足够前期调研数据的情况下就强行通过可行性研究;还有以生态环境问题紧急、时间上已不允许执行正常调研程序或所谓"政治任务"为由,在没有重要数据或结论支撑的情况下就立项施工,所有这些都会为疏浚项目的失败埋下隐患. 我国目前不仅是世界上最大的工程疏浚国,也是最大的环保疏浚国,在环保疏浚的理论和技术领域应有所作为,这其中建立我国环保疏浚决策程序和科学内涵尤为迫切. 规范研究者、设计者和决策者的行为,严格执行程序中的决策步骤,特别是项目终止,将会弥补我国环保疏浚决策多年缺失的环节,逐步完善我国的环保疏浚技术和管理体系.

5.2 重视疏浚决策中对悬浮态颗粒物分布和疏浚区底泥异地来源等信息的掌握,不是所有底泥污染的湖泊或湖区都适合采用环保疏浚方式治理内源污染,疏浚并非一劳永逸

排除外源因素外,疏浚效果主要取决于疏浚后内源负荷的变化趋势[14,86]. 疏浚后底泥将产生一新生表层(newborn surface),除下部为相对稳定密实的历史沉积层外,其他来源的泥状物质都是以相对松散的颗粒组成(图 4D),它们几乎决定疏浚后的水质改善效果. 在新生表层上的残留底泥可由选用的疏浚方式和工具进行定量估算;湖面上的干沉降可从历史数据变化上推算;水体沉降物和异地搬运的回淤物,需要通过相对复杂的分析、预测甚至动力模型的计算. 另外,新生表层接受沉降颗粒物和回淤物是随时间变化的,其性质与陆源颗粒物和异地表层底泥污染特征以及湖内悬浮物污染性有关. 疏浚后,新生表层不断累积的沉降颗粒物中,通常含有大量易分解有机质和附着微生物,后者将通过对有机质的分解和为微生物提供能量,使底泥中污染物活化和再生(图 4E). 据国内外研究,湖泊中磷、氮、重金属以及持久性有机物主要以颗粒态形式

存在,最多可达 90% 以上[136-138]. 由于这些颗粒物具有较小的粒径、较大的比表面和较高的有机质含量,使得其中吸附的污染物活性更大,通常远高于同一区域表层底泥中相应污染物的含量及活性[139].

Liu 等[10,140]曾在巢湖南淝河口分别用收集的沉降物和常见残留率,原位和室内培养模拟颗粒物沉降和疏浚残留对疏浚效果的影响,发现在新生表层底泥—水界面上氮和磷的释放通量均在一年内就发生快速反弹,其中因沉降颗粒物造成的 NH_4^+-N 和溶解性反应磷(SRP)释放通量的回复,6 个月就分别增加了 4.16 倍和 12.71 倍. 除了河口之外,在一些颗粒物沉降通量较大的湖湾区域也发现了类似的现象[127]. 显然,并非所有底泥污染的湖泊或湖区都适合采用疏浚方式治理内源污染,即使所谓科学地设计了疏浚深度,但在沉降量较大的底泥污染区(如河口、湖湾和一些岸边区),仍不应推荐采用疏浚方式控制内源污染. 在外源输入未被有效截断情况下,如果在湖内进行大面积疏浚,取得的内源污染控制效果可能也是短暂的. 对无锡五里湖疏浚前后 15 年的持续观测发现,在外源未被有效截断的情况下,磷和氮释放的控制周期仅分别为 18 个月和 32 个月,而长期的控制效果则要取决于外源污染的控制[141],在国内外多个湖泊内源整治中均发现了这一现象[142-144]. 可见,环保疏浚效果的长效维持在很大程度上取决于与外源密切相关的疏浚区污染颗粒物的沉降. 因此在疏浚范围决策前,需对湖泊悬浮物的时空分布和污染性质等进行充分的调查,以避免决策失误.

虽然疏浚的有效性实例报告仍占据相对多数[39,46,50,145-147],但随着疏浚效果研究数量和精细程度的增加,疏浚无效特别是不能长效的结论会有所增加[7-10,141]. 濮培民等[8]曾根据系统论和控制论理论,分析了从底泥到水体再到藻之间磷的数量级关系,认为用疏浚法可去除表面活动层,减少淤泥再悬浮,虽可短暂减少营养物释放,但疏浚作用不会很明显. 虽然湖泊内部也是悬浮颗粒物的主要来源(如死亡生物体碎屑),但污染性颗粒物归根到底还是来自外部污染物源,因此,如果还没有达到足够有效的对外部污染源的控制前,没有必要实施底泥疏浚,甚至包括其他底泥污染的治理措施. 另外,即使环保疏浚的决策科学,施工先进,但由于湖泊沉降颗粒物及异地回淤的客观存在,也不可能使得一次性投入的环保疏浚一劳永逸. Hu 等[147]的研究反映,疏浚 5 年后,湖底的氮磷释放量就将与刚疏浚时接近,认为 5 年应是适时考虑再次疏浚或其他方式治理湖泊底泥污染的时间节点. 另外,不是每个有底泥污染的湖泊都需要或可以采用疏浚方式来改善水环境,即使达到了环保疏浚的必要性研究和工程量设计水平,仍需要外源的有效控制和高精度、低扩散、低泄漏的疏浚工艺作为保证. 实际上,关于湖泊疏浚效果的不确定性问题,除了悬浮物对疏浚效果的影响较大外,还有很多因素至今没有从理论上阐述清楚,仍有许多基础性问题需要继续深入研究.

5.3 疏浚深度和范围的确定仍是湖泊环保疏浚决策研究中的理论与技术瓶颈,必须实质性融入生物生态风险理念,遵从客观性评价,引入新技术

疏浚决策中的关键就是是否需要疏浚、疏浚的深度和范围的问题,其中疏浚深度的确定是环保疏浚在理论应用研究上的最集中的体现. 对环保疏浚项目可行性研究或实施方案中疏浚规模的论证,实际上主要就是对疏浚深度确定的科学依据的论证. 面对环保疏浚针对湖泊富营养化、生态风险和湖泛黑臭等问题,我国在疏浚的必要性研究方面虽已有很多成果,但明显缺乏将生态风险融入研究中,相对于国外而言还有较明显差距. 虽然在给出的“环保疏浚”定义中都强调了减少生态风险的要求,但工程立项前的必要性分析方面涉及生物(如底栖生物)调查和生态风险评价的相对较少,即使已获取相关资料,通常并无实质性联系,更谈不上决策中作为“否决性”因素对待,主要还是通过对沉积物中重金属和有机污染物含量的分析和评价[28,83,135],将结果辅助性地应用于疏浚方案. 总体而言,我国在规避生态风险的疏浚前决策方面,以提示性和指导性为主,如疏浚方案要求考虑湖底植被的恢复和重建[13]、开展生物毒性评价等[55,135,148]. 疏浚深度确定上的科学性,在一定程度上代表着环保疏浚的决策研究水平. 但面对如此多的疏浚深度确定方法,如何结合湖泊或湖区的污染类型和特点,选择并整合或研发出实用性好的方法,仍需要开展深入性研究.

国外在涉及环保疏浚领域的研究中,几乎都从生物角度考虑或评价,特别关注于生物毒性或生物累积效应以及生物体(如底栖生物(图 4E))的存活性等[1]. 我国由于湖泊富营养化问题严重,故以氮、磷为代表的营养性污染物往往作为疏浚决策中重点关注对象. 如何将我国控制富营养化目标融入或整合于生态环境效应和生物体存活性评价,将是一项值得研究的课题. 涉及环保疏浚深度的底泥生态环境效应的评估,可考虑包括静态(柱状培养)或动态(吸附/解吸)释放进入水体的溶解态污染物(NH_4^+或 NH_3,既是营养物又是生物毒性物质,磷是大多数湖泊藻类的限制性营养元素),同时模拟疏浚条件下,新生表层底泥代表性底栖生

物暴露环境存活性影响,获取重要评价信息. 基于重金属、持久性有机污染物含量等评估的生态风险,则作为参考. 疏浚深度的确定应该是依据客观结果的标准化、规范化的生态环境效应评估方法,其核心应是一种针对表层和深层沉积物暴露风险的效应评估.

目前国内外尚未见公认的环保疏浚深度确定方法和授权专利技术. 从我国的实际情况分析,虽出现了近 10 种应用的疏浚深度研究方法,但主要的问题就是在于没有摆脱或完全对主观因素的依赖,且尚未与生物保护有真正意义上的关联. 因此普遍缺乏足够的科学性和客观性,有很大的继续研发空间. 另外,现有的疏浚深度确定方法中,极少涉及模拟性实验,实践证明模拟实验结果对环境工程中关键参数的获得极其重要[45,149]. 一般认为与生态暴露风险有关的实验都属于相对长效的受控实验. 如考虑削减营养负荷的底泥污染控制实验,往往涉及藻类生长效应模拟,需要建立标准化操作的透析装置和应用含藻水体受试,以获取疏浚前后底泥中营养物的生物可利用性,从而帮助确定疏浚的必要性[150]. 重金属和持久性有机物污染效应评估法是以藻类、底栖生物、鱼类或其他模式生物为受体,以底泥中赋存的污染物对上述生物产生的环境效应或者生态效应为评估指标,从而衡量沉积物受污染程度的间接评估方法. 由于底栖藻类兼具受富营养化和生态风险交叉影响的生物体材料,以藻类的生理指标和生物量为确定性参数来衡量底泥的生态效应,有可能率先取得突破. 模式生物毒性效应法因存在培养中生物体易死亡等不可控因素,使得采用替代生物采样的技术和装置得到长足发展. 比如应用被动采样技术模拟生物细胞膜的传质过程来达到对效应评估的目的,主要方法有薄膜梯度扩散技术(DGT)、甘油酸三脂被动采样(SPMD)等[39,45,151]. 这些技术因操作方便,与生态危害风险及效应也有较好的对应关系,因此极有可能成为底泥疏浚决策中标准化模式方法之一.

环保疏浚决策将会逐步引入生态风险已逐步成为业内共识,涉及环保疏浚的决策或效果的评估也会越来越与生物因素有关. 然而,国际上并未将环保疏浚(environmental dredging)称为生态疏浚(ecological dredging). 通过对国际上主要文献数据库进行检索发现,除了我国学者曾在一国际会议上用英文使用外[147],其他均来自中文文献. 生态工程是指应用生态系统中物质循环原理,结合系统工程的最优化方法设计的分层多级利用物质的生产工艺系统,其目的是将生物群落内不同物种共生、物质与能量多级利用、环境自净和物质循环再生等原理与系统工程的优化方法相结合,达到资源多层次和循环利用的目的. 目前国内外疏浚工程距离“不同物种共生、物质与能量多级利用、环境自净和物质循环再生”等理念和目标还有相当大的距离,显然就目前的湖泊疏浚决策理念和技术水平而言,仍属于环境保护工程范畴,因此生态疏浚或生态清淤还不是一个科学术语.

环保疏浚 50 多年来,因疏浚出现的问题和争议,往往最后都牵涉到疏浚的决策,因此疏浚决策几乎承载着实施环保疏浚项目的所有风险. 冠以“环保”的疏浚,是不是在决策阶段就遵循了环保理念,还要看疏浚前、疏浚中和疏浚后是否科学、有效、低耗和安全,并且需要接受一定时间的专业检验及一定范围的社会认可.

6 参考文献

[1] Pequegnat WE. Meiobenthos ecosystems as indicators of the effects of dredging. London: Elsevier, 1975: 573-583.

[2] Peterson SA. Hydraulic dredging as a lake restoration technique, past and future, proceeding, management of bottom sediments containing toxic substances. Tokyo: Proceeding of the second US Japan experts meeting, 1977.

[3] Terashima S, Inouchi Y, Saito Y *et al.* Vertical variation and chemical characteristics of elements in bottom sediments from the dredged hollows of Lake Biwa and Lake Kasumigaura, Japan. *Bulletin of the Geological Survey of Japan*, 1991, **42**(8): 387-407.

[4] Jin XC, Jing YF, Liu WS *et al.* Engineering techniques for polluted sediment dredging of lakes: Caohai of Lake Dianchi. *Research of Environmental Sciences*, 1999, **12**(5): 9-12. [金相灿, 荆一凤, 刘文生等. 湖泊污染底泥疏浚工程技术——滇池草海底泥疏挖及处置. 环境科学研究, 1999, **12**(5): 9-12.]

[5] Liu HQ. Environmental-protection dredging in treatment of lake pollution internal cause. *Port & Waterway Engineering*, 2000, (11): 21-27. [柳惠青. 湖泊污染内源治理中的环保疏浚. 水运工程, 2000, (11): 21-27.]

[6] Taihu Basin Authority of Ministry of Water Resources ed. Research on ecological dredging planning of contaminated sediment in Lake Taihu. Nanjing: Hohai University Press, 2011. [水利部太湖流域管理局. 太湖污染底泥生态疏浚规划研究. 南京: 河海大学出版社, 2011.]

[7] Lu ZC. Study on digging up the lake sediments which may lead to destroying thebalance of nitrogen and phosphorus in water. *Environmental Monitoring in China*, 2001, **17**(2): 40-42. [陆子川. 湖泊底泥挖掘可能导致水体氮磷平衡破坏的研究. 中国环境监测, 2001, **17**(2): 40-42.]

[8] Pu PM, Wang GX, Hu CH *et al*. Can we control lake eutrophication by dredging? *J Lake Sci*, 2000, **12**(3): 269-279. DOI: 10.18307/2000.0312. [濮培民, 王国祥. 底泥疏浚能控制湖泊富营养化吗? 湖泊科学, 2000, **12**(3): 269-279.]

[9] Hu XD, Zhang JH, Wu PP *et al*. Nitrogen and phosphorus release-based study on time-effect of eco-dredging. *Water Resources and Hydropower Engineering*, 2016, **47**(10): 58-61, 72. [胡晓东, 张建华, 吴沛沛等. 基于氮、磷释放的太湖生态清淤时间效应研究. 水利水电技术, 2016, **47**(10): 58-61, 72.]

[10] Liu C, Shao SG, Shen QS *et al*. Effects of riverine suspended particulate matter on the post-dredging increase in internal phosphorus loading across the sediment-water interface. *Environmental Pollution*, 2016, **211**: 165-172. DOI: 10.1016/j.envpol.2015.12.045.

[11] Zhong JC, Fan CX. Advance in the study on the effectiveness and environmental impact of sediment dredging. *J Lake Sci*, 2007, **19**(1): 1-10. DOI: 10.18307/2007.0101. [钟继承, 范成新. 底泥疏浚效果及环境效应研究进展. 湖泊科学, 2007, **19**(1): 1-10.]

[12] Beddaa H, Ouazi I, Ben Fraj A *et al*. Reuse potential of dredged river sediments in concrete: Effect of sediment variability. *Journal of Cleaner Production*, 2020, **265**: 121665. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.121665.

[13] Fan CX, Qin BQ, Gu XH. Approach on comprehensive treatment technology of Lake Taihu. *Shanghai Environmental Science*, 2001, (12): 601-604. [范成新, 秦伯强, 谷孝鸿. 太湖湖内综合治理技术探讨. 上海环境科学, 2001, (12): 601-604.]

[14] Jiang X, Wang SH, Zhang QB *et al*. Analysis of concepts, conditions and critical problems in environmental dredging. *Research of Environmental Sciences*, 2017, **30**(10): 1497-1504. [姜霞, 王书航, 张晴波等. 污染底泥环保疏浚工程的理念· 应用条件· 关键问题. 环境科学研究, 2017, **30**(10): 1497-1504.]

[15] Bray RN, Bates AD, Land JM. Use of dredged materials. Dredging. A handbook for engineers. London: Elsevier, 1996: 59-88. DOI: 10.1016/b978-034054524-9/50027-0

[16] Kwon YT, Lee CW. Application of multiple ecological risk indices for the evaluation of heavy metal contamination in a coastal dredging area. *Science of the Total Environment*, 1998, **214**(1/2/3): 203-210. DOI: 10.1016/s0048-9697(98)00069-2.

[17] Li YM. A survey of worldwide research on contamination by dredged material. *China Harbour Engineering*, 2000, (3): 54-55. [李幼萌. 国际疏浚物污染研究进展. 中国港湾建设, 2000, (3): 54-55.]

[18] Fan ZY, Wang WC, Tang CY *et al*. Targeting remediation dredging by ecological risk assessment of heavy metals in lake sediment: A case study of Shitang Lake, China. *Sustainability*, 2019, **11**(24): 7251. DOI: 10.3390/su11247251.

[19] Hart DR, McKee PM, Burt AJ *et al*. Benthic community and sediment quality assessment of port hope harbour, Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 1986, **12**(3): 206-220. DOI: 10.1016/s0380-1330(86)71720-6.

[20] Manap N, Voulvoulis N. Risk-based decision-making framework for the selection of sediment dredging option. *Science of the Total Environment*, 2014, **496**: 607-623. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.07.009.

[21] Kinaci C, Inanc B, Aydin AF *et al*. Quality of the bottom sediment prior to dredging in the golden horn of Istanbul. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 2004, **39**(2): 365-374. DOI: 10.1081/ese-120027528.

[22] Jeppesen E, Søndergaard M, Jensen HS *et al*. Lake and reservoir management. Encyclopedia of Inland Waters. Elsevier, 2009: 295-309. DOI: 10.1016/b978-012370626-3.00245-3

[23] Ruley JE, Rusch KA. An assessment of long-term post-restoration water quality trends in a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake. *Ecological Engineering*, 2002, **19**(4): 265-280. DOI: 10.1016/s0925-8574(02)00096-4.

[24] Ogiwara K, Morgi K, Nakajima S. The purification of Lake Suwa (dredging). Hashimoto and K Yamazaki, 1995: 438-441.

[25] Burton GA. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology*, 2002, **3**(2): 65-76. DOI: 10.1007/s102010200008.

[26] General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China. Quality of marine sediments in the People's Republic of China (GB 18668-2002). Beijing, 2002. [国家质量监督检验检疫总局. 中

华人民共和国海洋沉积物质量(GB 18668－2002). 北京, 2002.]

[27] Méndez-Fernández L, Casado-Martínez C, Martínez-Madrid M *et al*. Derivation of sediment Hg quality standards based on ecological assessment in river basins. *Environmental Pollution*, 2019, **245**: 1000-1013. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.11.068.

[28] Yu JH, Chen QW, Zhang JY *et al*. *In situ* simulation of thin-layer dredging effects on sediment metal release across the sediment-water interface. *Science of the Total Environment*, 2019, **658**: 501-509. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.226.

[29] Wang SR ed. Sediment-water interface process of lakes: Nitrogen and phosphorus biogeochemistry. Beijing: Science Press, 2016. [王圣瑞. 湖泊沉积物——水界面过程-氮磷生物地球化学. 北京: 科学出版社, 2016.]

[30] Søndergaard M, Jensen PJ, Jeppesen E. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The Scientific World Journal*, 2001, **1**: 427-442. DOI: 10.1100/tsw.2001.72.

[31] Matisoff G, Watson SB, Guo J *et al*. Sediment and nutrient distribution and resuspension in Lake Winnipeg. *Science of the Total Environment*, 2017, **575**: 173-186. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.227.

[32] Fan C, Aizaki M, Kohata K. Preliminary study on the evaluation of sludge-dredging work in Lake Kasumigaura using large-size core samples//Hashimoto M, Yamazaki K eds. Proceedings of 6th International Conference on the Conservation & Management of Lakes-Kasumigaura'95. Tsukuba: ILEC, 1995: 1890-1893.

[33] He W, Shang JG, Zhou QL *et al*. Determination of appropriate-ecological sediment dredging depth in Lake Dianshan, China. *J Lake Sci*, 2013, **25**(4): 471-477. DOI: 10.18307/2013.0403. [何伟, 商景阁, 周麒麟等. 淀山湖底泥生态疏浚适宜深度判定分析. 湖泊科学, 2013, **25**(4): 471-477.]

[34] Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences. Research report on the sediment environmental dredging and ecological reconstruction scheme in the heavy polluted area of Lake Taihu. Nanjing, 2005. [中国科学院南京地理与湖泊研究所. 太湖重污染区底泥环保疏浚与生态重建方案研究报告. 南京, 2005.]

[35] Fan CX, Zhang L, Bao XM *et al*. Migration mechanism of biogenic elements and their quantification on the sediment-water interface of Lake Taihu: Ⅱ. chemical thermodynamic mechanisms of phosphorus release and its source-sink transition. *J Lake Sci*, 2006, **18**(3): 207-217. DOI: 10.18307/2006.0303. [范成新, 张路, 包先明等. 太湖沉积物-水界面生源要素迁移机制及定量化——2. 磷释放的热力学机制及源-汇转换. 湖泊科学, 2006, **18**(3): 207-217.]

[36] Fan CX, Zhang L, Qin BQ *et al*. Migration mechanism of biogenic elements and their quantification on the sediment-water interface of Lake Taihu: Ⅰ. spatial variation of the ammonium release rates and its source and sink fluxes. *J Lake Sci*, 2004, **16**(1): 10-20. DOI: 10.18307/2004.0102. [范成新, 张路, 秦伯强等. 太湖沉积物-水界面生源要素迁移机制及定量化——1.铵态氮释放速率的空间差异及源-汇通量. 湖泊科学, 2004, **16**(1): 10-20.]

[37] You BS, Zhong JC, Fan CX *et al*. Effects of hydrodynamics processes on phosphorus fluxes from sediment in large, shallow Taihu Lake. *Journal of Environmental Sciences*, 2007, **19**(9): 1055-1060. DOI: 10.1016/S1001-0742(07)60172-7.

[38] Fan CX, Zhang L eds. Lake Taihu: Principles of sediment pollution and remediation. Beijing: Science Press, 2009. [范成新, 张路. 太湖——沉积物污染与修复原理. 北京: 科学出版社, 2009.]

[39] Chen MS, Cui JZ, Lin J *et al*. Successful control of internal phosphorus loading after sediment dredging for 6 years: A field assessment using high-resolution sampling techniques. *Science of the Total Environment*, 2018, **616/617**: 927-936. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.10.227.

[40] Fan CX. Advances and prospect in sediment-water interface of lakes: A review. *J Lake Sci*, 2019, **31**(5): 1191-1218. DOI: 10.18307/2019.0514. [范成新. 湖泊沉积物-水界面研究进展与展望. 湖泊科学, 2019, **31**(5): 1191-1218.]

[41] Marques JC, Maranhão P, Pardal MA. Human impact assessment on the subtidal macrobenthic community structure in the Mondego estuary (western Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1993, **37**(4): 403-419. DOI: 10.1006/ecss.1993.1064.

[42] Elander P, Rogbeck J. Dredging and disposal of PCB-contaminated sediments-a case study from Lake Järnsjön. 1996: 355-360.

[43] McGinnis HK. Testing a multiple time series methodology for evaluating natural resources policy: Application to aquatic preserve management. *Evaluation and Program Planning*, 1987, **10**(1): 53-69. DOI: 10.1016/0149-7189(87)90022-x.

[44] Ho KT, Burgess RM, Pelletier MC *et al*. An overview of toxicant identification in sediments and dredged materials. *Marine Pollution Bulletin*, 2002, **44**(4): 286-293. DOI: 10.1016/S0025-326X(01)00251-X.

[45] Alcock S, Barcelo D, Hansen P. Monitoring freshwater sediments. *Biosensors and Bioelectronics*, 2003, **18**(8): 1077-

1083. DOI: 10.1016/s0956-5663(02)00210-5.

[46] Guerra-García JM, García-Gómez JC. Recolonization ofdefaunated sediments: Fine versus gross sand and dredging versus experimental trays. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2006, **68**(1/2): 328-342. DOI: 10.1016/j.ecss.2006.01.021.

[47] Fan CX. Progress and prospect in formation of black bloom in LakeTaihu: A review. *J Lake Sci*, 2015, **27**(4): 553-566. DOI: 10.18307/2015.0401. [范成新. 太湖湖泛形成研究进展与展望. 湖泊科学, 2015, **27**(4): 553-566.]

[48] Lu X, Feng ZY, Shang JG *et al*. Black water bloom induced by different types of organic matters and forming mechanisms of major odorous compounds. *Environmental Science*, 2012, **33**(9): 3152-3159. [卢信, 冯紫艳, 商景阁等. 不同有机基质诱发的水体黑臭及主要致臭物(VOSCs)产生机制研究. 环境科学, 2012, **33**(9): 3152-3159.]

[49] Cai P, Wu YC, Liu X *et al*. The contribution of sediment and algal to the formation of black bloom and their potential to supply the black substance in waters in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2015, **27**(4): 575-582. DOI: 10.18307/2015.0403. [蔡萍, 吴雨琛, 刘新等. 底泥和藻体对太湖湖泛的诱发及水体致黑物的供应潜力. 湖泊科学, 2015, **27**(4): 575-582.]

[50] He W, Shang JG, Lu X *et al*. Effects of sludge dredging on the prevention and control of algae-caused black bloom in Taihu Lake, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2013, **25**(3): 430-440. DOI: 10.1016/s1001-0742(12)60098-9.

[51] Liu C, Shen QS, Zhou QL *et al*. Precontrol of algae-induced black blooms through sediment dredging at appropriate depth in a typical eutrophic shallow lake. *Ecological Engineering*, 2015, **77**: 139-145. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2015.01.030.

[52] Dimitrova I, Kosturkov J, Vatralova A. Industrial surface water pollution in the region of Devnya, *Bulgaria*. *Water Science and Technology*, 1998, **37**(8): 45-53. DOI: 10.2166/wst.1998.0307.

[53] Ran GX, Chen Q. Some problems that should be focus and studied in the ecological dredging engineering in Taihu Lake. *China Water Resources*, 2010, (16): 33-35. [冉光兴, 陈琴. 太湖生态清淤工程中需重视与研究的几个问题. 中国水利, 2010, (16): 33-35.]

[54] Shen QS, Liu C, Zhou QL *et al*. Effects of physical and chemical characteristics of surface sediments in the formation of shallow lake algae-induced black bloom. *Journal of Environmental Sciences*, 2013, **25**(12): 2353-2360. DOI: 10.1016/s1001-0742(12)60325-8.

[55] Jin XC, Li JJ, Zhang QB eds. Technical guide for environmental dredging engineering of lakes and rivers. Beijing: Science Press, 2013. [金相灿, 李进军, 张晴波. 湖泊河流环保疏浚工程技术指南, 北京: 科学出版社, 2013.]

[56] Dowson PH, Bubb JM, Lester JN. Organotin distribution in sediments and waters of selected east coast estuaries in the UK. *Marine Pollution Bulletin*, 1992, **24**(10): 492-498. DOI: 10.1016/0025-326x(92)90473-j.

[57] Song QW. The distribution of phosphorus fractions in the sediments in Taihu Lake and the range of dredging[Dissertation]. Harbin: Northeast Forestry University, 2013. [宋倩文. 太湖沉积物磷形态空间分布的研究及其环保疏浚范围的确定[学位论文]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2013.]

[58] Wang QJ. Analysis of nitrogen pollution condition and sediment dredging volume of sediment in three lake regions of north of Taihu Lake [Dissertation]. Harbin: Northeast Forestry University. [王秋娟. 太湖北部三个湖区氮污染状况及其底泥疏浚量的确定[学位论文]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2012.]

[59] Fan CX, Chen S. Method for determining ecological dredging area of polluted sediment: China, 201010287880.7.[2010-09-20][范成新, 陈爽. 水体污染底泥生态疏浚面积的确定方法: 中国, 201010287880.7.[2010-09-20]]

[60] Wang WW. Study on the environmentally-friendly dredging region determination method ofTaihu Lake polluted sediments based on risk classification of inorganic contaminants [Dissertation]. Beijing: Chinese Research Academy of Environmental Sciences, 2012. [王雯雯. 基于无机污染物风险分级的太湖污染底泥环保疏浚范围的确定方法研究[学位论文]. 中国环境科学研究院, 2012.]

[61] Chen GZ, Liu Y. Analysis on the scope and depth of ecological dredging in Changzhao Reservoir. *Zhejiang Hydrotechnics*, 2019, **47**(3): 8-11. [陈国柱, 刘毅. 浅析长诏水库生态清淤的范围和深度. 浙江水利科技, 2019, **47**(3): 8-11.]

[62] Rosiu CJ, Giesy JP, Kreis RG. Toxicity of vertical sediments in the Trenton Channel, Detroit river, Michigan, to *Chironomus tentans* (Insecta: Chironomidae). *Journal of Great Lakes Research*, 1989, **15**(4): 570-580. DOI: 10.1016/S0380-1330(89)71511-2.

[63] 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**(1/2/3): 197-210. DOI: 10.1007/bf00016108.

[64] Hutchinson SM. The recent sedimentation history of Aqualate Mere (central England): Assessing the potential for lake restoration. *Journal of Paleolimnology*, 2005, **33**(2): 205-228. DOI: 10.1007/s10933-004-3991-3.

[65] Yu HC, Ye C, Song XF *et al*. Comparative analysis of growth and physio-biochemical responses of *Hydrilla verticillata* to different sediments in freshwater microcosms. *Ecological Engineering*, 2010, **36**(10): 1285-1289. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2010.06.004.

[66] Wu YH, Hu J, Jin XD *et al*. Chemical characteristics of nitrogen and phosphorus in the sediments of the typical bays in Dianchi Lake and calculation of their dredging layers. *Environmental Science*, 2005, **26**(4): 77-82. [吴永红, 胡俊, 金向东等. 滇池典型湖湾沉积物氮磷化学特性及疏浚层推算. 环境科学, 2005, **26**(4): 77-82.]

[67] Zhou MH, Qiu J, Hong CH *et al*. Research of internal pollution and environmental dredging. *Jiangxi Hydraulic Science & Technology*, 2019, **45**(4): 290-294, 312. [周铭浩, 邱静, 洪昌红等. 水体内源污染及环保疏浚措施研究. 江西水利科技, 2019, **45**(4): 290-294, 312.]

[68] Mei XQ, Wang S. Discussion on the determination method of the environmental protection dredging range and thickness of-Shanmei Reservoir. *Pearl River Water Transport*, 2019, **17**(9): 50-53. [梅晓庆, 王帅. 关于山美水库环保疏浚范围和厚度确定方法的探讨. 珠江水运, 2019, **17**(9): 50-53.]

[69] Zhang X, Zhang B, Qi YB. Study on environmental dredging depth of polluted sediment in lakes and rivers. *Port & Waterway Engineering*, 2020, (1): 6-10, 51. [张鑫, 张彬, 齐彦博. 河湖污染底泥环保疏浚设计深度研究. 水运工程, 2020, (1): 6-10, 51.]

[70] Wang WW, Jiang X, Wang SH *et al*. Calculation of environmental dredging depth of contaminated sediments in Zhushan Bay of Taihu Lake. *China Environmental Science*, 2011, **31**(6): 1013-1018. [王雯雯, 姜霞, 王书航等. 太湖竺山湾污染底泥环保疏浚深度的推算. 中国环境科学, 2011, **31**(6): 1013-1018.]

[71] Jiang X, Wang WW, Wang SH *et al*. Calculation of environmental dredging depth of heavy metal polluted sediments in Zhushan Bay of Taihu Lake. *Environmental Science*, 2012, **33**(4): 1189-1197. [姜霞, 王雯雯, 王书航等. 竺山湾重金属污染底泥环保疏浚深度的推算. 环境科学, 2012, **33**(4): 1189-1197.]

[72] Zhao HT, Cheng J, Fu H *et al*. Assessment of contaminated sediments on Baofeng bay of Dianchi Lake for calculation of environmental dredging depth. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring*, 2012, **24**(2): 57-62. [赵海涛, 程瑾, 付浩等. 滇池宝丰湾疏浚区底泥污染程度评价及环保疏浚深度的确定. 环境监测管理与技术, 2012, **24**(2): 57-62.]

[73] Yang XD, Chen X. Quantitative study on the history of nutrient accumulation in Lake Chaohu and its influence on the eutrophication process//Fan CX, Wang JQ, Yang XD *et al* eds. Background phosphorus in Lake Chaohu: The environmental effect and its control. Beijing: China Environmental Science Press, 2012: 48-82. [羊向东, 陈旭. 巢湖营养蓄积历史及对富营养化过程影响定量研究//范成新, 汪家权, 羊向东等. 巢湖磷本底影响及其控制. 北京: 中国环境科学出版社, 2012: 48-82.]

[74] Shanghai Investigation, Design & Research Institute Co., Ltd ed. Ecological Dredging project proposal for Lake Taihu in Jiangsu Province. Shanghai, 2009. [上海勘测设计研究院有限公司. 江苏省太湖生态清淤工程项目建议书. 上海, 2009.]

[75] Fan CX, Zhang L. Determination method of environmental dredging depth of polluted water sediment: China, 200810023224.9. [2008.04.03]. [范成新, 张路. 污染水体底泥环保疏浚深度的确定方法: 中国, 200810023224.9. [2008.04.03].]

[76] Ding T, Tian YJ, Liu JB *et al*. Calculation of the environmental dredging depth for removal of river sediments contaminated by heavy metals. *Environmental Earth Sciences*, 2015, **74**(5): 4295-4302. DOI: 10.1007/s12665-015-4515-3.

[77] Håkanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 1980, **14**(8): 975-1001. DOI: 10.1016/0043-1354(80)90143-8.

[78] Liu DQ. Identification to effects of eco-restoration for water bodies of eutrophication [Dissertation]. Shanghai: East China Normal University, 2005. [刘德启. 富营养化水体生态修复效果识别研究[学位论文]. 上海: 华东师范大学, 2005.]

[79] Zhou XN, Jiang X, Jin XC *et al*. Vertical profiles of phosphorus in the sediments of Meiliang Bay of Taihu Lake in China and calculation of environmental dredging depth. *China Environmental Science*, 2007, **27**(4): 445-449. [周小宁, 姜霞, 金相灿等. 太湖梅梁湾沉积物磷的垂直分布及环保疏浚深度的推算. 中国环境科学, 2007, **27**(4): 445-449.]

[80] Gong CS. Study on small urban shallow lake inner pollution source and environmental dredging depth-Taken lake Xuanwu in Nanjing as the research object [Dissertation]. Nanjing: Hohai University, 2007. [龚春生. 城市小型浅水湖泊内源污染及环保清淤深度研究——以南京玄武湖为例[学位论文]. 南京: 河海大学, 2007.]

[81] Xing YN, Ruan XH, Zhao ZH. Effects of depth of sediment dredging in urban rivers on release of nitrogen and phosphorus. *Journal of Hohai University: Natural Sciences*, 2006, **34**(4): 378-382. [邢雅囡, 阮晓红, 赵振华. 城市河道底泥疏浚深度对氮磷释放的影响. 河海大学学报: 自然科学版, 2006, **34**(4): 378-382.]

[82] Ma YG, Lv SD, Zhao HT. Method for determining the dredging depth of river and lake sediments by using nitrogen and phosphorus adsorption and desorption. State Intellectual Property Office, 2020. (202010111904.7.) [马永刚, 吕士东, 赵海涛. 一种利用氮磷吸附解吸法确定河湖底泥疏浚深度的方法, 国家知识产权局, 2020.]

[83] Liu C, Shao SG, Shen QS *et al*. Use of multi-objective dredging for remediation of contaminated sediments: A case study of a typical heavily polluted confluence area in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, **22**(22): 17839-17849. DOI: 10.1007/s11356-015-4978-5.

[84] Shen L. Impact on water environment in polluted seriously rivers in Suzhou by different dredging degree [Dissertation]. Nanjing: Hohai University, 2007. [沈乐. 苏州重污染河道底泥疏浚程度对水环境的影响[学位论文]. 南京: 河海大学, 2007.]

[85] Nian YG, Fan CX, Kong FX *et al*. Researching on serialized technologies of environmental dredging and demonstration projects. *China Water Resources*, 2006, (17): 40-42, 58. [年跃刚, 范成新, 孔繁翔等. 环保疏浚系列化技术研究与工程示范. 中国水利, 2006, (17): 40-42, 58.]

[86] Fan CX, Zhang L, Wang JJ *et al*. The process and mechanism of the influence of lake sediment dredging on internal release. *Chinese Science Bulletin*, 2004, **49**(15): 1523-1528. [范成新, 张路, 王建军等. 湖泊底泥疏浚对内源释放影响的过程与机理. 科学通报, 2004, **49**(15): 1523-1528.]

[87] Hyötyläinen T, Oikari A. Assessment of toxicity hazards of dredged lake sediment contaminated by creosote. *Science of the Total Environment*, 1999, **243**: 97-105. DOI: 10.1016/S0048-9697(99)00364-2.

[88] Hu JB, Liu L, Peng D *et al*. Analysis of new environmental sludge dredging layer phosphorus absorption characteristics. *China Rural Water and Hydropower*, 2008, (9): 73-75. [胡进宝, 刘凌, 彭杜等. 底泥环保疏浚新生表层对磷的吸附特征分析. 中国农村水利水电, 2008, (9): 73-75.]

[89] Qiu KT. Study on the environmental-friendly dredging technology in the endogenous treatment of lake pollution. *China Resources Comprehensive Utilization*, 2020, **3**(1): 184-186. [仇开涛. 湖泊污染内源治理中的环保疏浚技术研究. 中国资源综合利用, 2020, **3**(1): 184-186.]

[90] Liu ZH, Ni FS, Xu LQ *et al*. A review of reservoir Dredging Technology, *Yellow River*, 2020, **42**(2): 5-10. [刘增辉, 倪福生, 徐立群, 等. 水库清淤技术研究综述. 人民黄河, 2020, **42**(2): 5-10.]

[91] Shi YF. Innovation of design scheme for dredging project of Lake Xuanwu in Nanjing. *Science and Technology of West China*, 2005, **4**(B): 67-68. [施永富. 南京玄武湖清淤工程设计方案的革新. 中国西部科技, 2005, **4**(B): 67-68.]

[92] Li Y. Dredging project in the history of Lake Xuanwu. *Zi Jin Sui Yue*, 1998, (2): 27-29. [李源. 玄武湖历史上的疏浚工程. 紫金岁月, 1998, (2): 27-29.]

[93] Zhu M, Wang GX, Wang J *et al*. Comparative analysis of changes of pollutants in sediment in Nanjing Xuanwu Lake before and after sediment dredging. *Normal University: Engineering and Technology*, 2004, **4**(2): 66-69. [朱敏, 王国祥, 王建等. 南京玄武湖清淤前后底泥主要污染指标的变化. 南京师范大学学报:工程技术版, 2004, **4**(2): 66-69.]

[94] Xu ZL, Chen O, Duan YH. Preliminary study on some problems of dry dredging in shallow lakes. *Jiangsu Water Resources*, 2018, **12**(12): 20-22, 27. [徐子令, 陈鸥, 段育慧. 浅水湖泊干法清淤若干问题初探. 江苏水利, 2018, **12**(12): 20-22, 27.]

[95] Zhou L. Study on proliferation mechanism and model about dredged sediment in the process of cutter-suction [Dissertation]. Tianjin: Tianjin University of Science and Technology, 2016. [周兰. 疏浚底泥绞吸过程中的防扩散机理和模型研究[学位论文]. 天津: 天津科技大学, 2016.]

[96] Chen C, Zhong JC, Fan CX *et al*. Simulation research on the release of internal nutrients affected by different dredging methods in lake. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2013, **34**(10): 3872-3878. [陈超, 钟继承, 范成新等. 湖泊疏浚方式对内源释放影响的模拟研究. 环境科学, 2013, **34**(10): 3872-3878.]

[97] Jin XL, Xue LY, Jin J. Application of ecological dredging silt and rapid disposal of the integration technology. *Yellow River*,

2013, **35**(9): 43-45. [金雪林, 薛路阳, 金杰. 生态清淤及淤泥快速处置一体化技术的应用. 人民黄河, 2013, **35**(9): 43-45.]

[98] Ni SG, Ge CK, Gu XH. Research progress of ecological dredging and silt solidification technology in rivers and lakes. Changsha: The Conference of Lakes's Health and Eco Civilization Construction, 2014: 183-190. [倪守高, 葛春康, 顾晓慧, 河湖生态清淤及淤泥固化技术研究进展. 长沙: 河湖健康与生态文明建设大会, 2014: 183-190.]

[99] Yang BL. Environmental dredging technology based on pollutants release rule from sediment [Dissertation]. Chongqing: Chongqing Jiaotong University, 2014. [杨白露. 基于底泥污染物释放规律的环保疏浚技术研究 [学位论文]. 重庆: 重庆交通大学, 2014.]

[100] Zhang WB. Application prospect of grab dredger. *Engineering Technology*, 2015, (9): 246-247.[张文博. 浅析抓斗式挖泥船应用前景. 工程技术, 2015, (9): 246-247.]

[101] Yan SQ. Sediment and dredging technology of Shanmei Reservoir. *Jianghuai Water Resources Science and Technology*, 2016, (3): 36-38. [颜少清. 山美水库库区底泥及清淤疏浚技术. 江淮水利科技, 2016, (3): 36-38.]

[102] Li JJ. Environmental dredging technology of polluted sediment. *China Harbour Engineering*, 2005, (6): 46-47, 65. [李建军. 污染底泥环保疏浚技术. 中国港湾建设, 2005, (6): 46-47, 65.]

[103] Feola A, Lisi I, Salmeri A *et al*. Platform of integrated tools to support environmental studies and management of dredging activities. *Journal of Environmental Management*, 2016, **166**: 357-373. DOI: 10.1016/j.jenvman.2015.10.022.

[104] Cutroneo L, Castellano M, Ferranti MP *et al*. Use of optical and acoustic instruments to study the turbid plumes generated by three different types of dredges during dredging activities inside and outside of a port. *Journal of Soils and Sediments*, 2013, **13**(9): 1645-1654. DOI: 10.1007/s11368-013-0756-5.

[105] Cutroneo L, Castellano M, Pieracci A *et al*. The use of a combined monitoring system for following a turbid plume generated by dredging activities in a port. *Journal of Soils and Sediments*, 2012, **12**(5): 797-809. DOI: 10.1007/s11368-012-0486-0.

[106] Wasserman JC, Wasserman MAV, Barrocas PRG *et al*. Predicting pollutant concentrations in the water column during dredging operations: Implications for sediment quality criteria. *Marine Pollution Bulletin*, 2016, **108**(1/2): 24-32. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.05.005.

[107] Zeng JJ. Comparative analysis of the influence of different types of dredgers on suspended solids during dredging. *Straits Science*, 2017, (7): 56-57. [曾建军. 不同类型挖泥船疏浚悬浮物影响的对比分析. 海峡科学, 2017, (7): 56-57.]

[108] Liu HS. Discussion on environmental protection ship and environmental protection dredging. *Ship & Boat*, 1998, (6): 6-11. [刘厚恕. 浅谈环保船与环保疏浚. 船舶, 1998, (6): 6-11.]

[109] Zhou YM, Wang WX. On ecological desilting engineering of Zhushan Lake. *Journal of Zhejiang Water Conservancy and Hydropower College*, 2009, (1): 26-29. [周银明, 王卫星. 竺山湖生态清淤试验工程. 浙江水利水电专科学校学报, 2009, (1): 26-29.]

[110] Wang Y. Production and management of residual sediment from environmental dredging. *China Water Transport*, 2019, **19**(11): 117-119. [王寅. 环保疏浚残留底泥的产生与管理. 中国水运: 下半月, 2019, **19**(11): 117-119.]

[111] Council NR ed. Sediment dredging at superfund mega sites: Assessing the effectiveness. Washington, D.C.: National Academies Press, 2007.

[112] Patmont C, LaRosa P, Narayanan R *et al*. Environmental dredging residual generation and management. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2018, **14**(3): 335-343. DOI: 10.1002/ieam.4032.

[113] Guo SM. International Association of Dredging Companies: Greener dredging. China Dredging Association, 2014. [郭素明. 国际疏浚公司协会(IADC):更绿色的疏浚, 中国疏浚协会, 2014.]

[114] Lin YY, Li W, Zhou J *et al*. Environmental protection cutter head: China, 200920068739.0. [2009-03-12]. [林玉叶, 李巍, 周俊等. 一种环保绞刀头: 中国, 200920068739.0.[2009-03-12].]

[115] Yang JH, Liu FL, Wang HL. New type environmental protection dredging cutter: China, 00264795.8. [2000-12-15]. [杨建华, 刘俸麟, 王慧来. 新型环保疏浚绞刀: 中国, 00264795.8. [2000-12-15].]

[116] Yang JH, Wang YY, Liu FL *et al*. Dredging cutter for environmental protection dredger: China, CN200910068550.6. [2009-04-21]. [杨建华, 王永远, 刘俸麟等. 一种环保挖泥船疏浚绞刀: 中国, CN200910068550.6. [2009-04-21].]

[117] Guo ZY, Yang JH, Chen JX. Design of a new type environmental cutter for cutter suction dredger. *China Harbour Engineering*, 2014, **202**(12): 66-68.[郭志勇, 杨建华, 陈九肖. 绞吸挖泥船新型环保绞刀设计. 中国港湾建设, 2014, **202**(12): 66-68.]

[118] Morin J, Morse JW. Ammonium release from resuspended sediments in the *Laguna* Madre estuary. *Marine Chemistry*, 1999, **65**(1/2): 97-110. DOI: 10.1016/s0304-4203(99)00013-4.

[119] Li JG, Li JJ, Yang JH *et al*. Technology for accurate dredging of contaminated subsoil. *China Harbour Engineering*, 2004, **24**(6): 11-14, 20.[李金贵, 李进军, 杨建华等. 污染底泥精确疏浚技术. 中国港湾建设, 2004, **24**(6): 11-14, 20.]

[120] Cui JT. Discussion on construction of dredging monitoring system for cutter suction dredger. *China Building Materials*, 2017, (7): 134-136.[崔家泰. 对绞吸式挖泥船疏浚监控系统构建的论述. 中国建材, 2017, (7): 134-136.]

[121] Tang DY, Weng HX, Shen J. Impact of reamer operation parameters on pollutant dispersion in reservoir dredging. *Water Resources and Power*, 2018, **36**(4): 41-43.[汤德意, 翁浩轩, 沈杰. 绞刀作业参数对水库清淤污染物扩散的影响. 水电能源科学, 2018, **36**(4): 41-43.]

[122] Peng XL. Environmental dredging technology influence factor analysis and process optimization[Dissertation]. Chongqing: Chongqing Jiaotong University, 2015.[彭小兰. 环保疏浚影响因素分析及其工艺优化研究[学位论文]. 重庆: 重庆交通大学, 2015.]

[123] Liu XQ, Qin J. Design and engineering application of environmental dredging plan for largedeep water reservoir. *China Harbour Engineering*, 2018, **38**(12): 31-36.[刘小强, 秦俊. 大型深水水库环保疏浚方案设计及工程应用. 中国港湾建设, 2018, **38**(12): 31-36.]

[124] Cao JJ, Guo LL. Construction cost of environmental protection dredging project in inner lake. *Port & Waterway Engineering*, 2018, **12**(S1): 11-13.[曹娟娟,郭喜亮,内湖环保疏浚工程造价计算. 水运工程, 2018, **12**(S1): 11-13.]

[125] Wang BH. Target cost analysis and control of dredging and hydraulic filling project. *China Water Transport*, 2010, **10**(8): 40-41.[王柏欢. 疏浚与吹填工程的目标成本分析与控制. 中国水运, 2010, **10**(8): 40-41.]

[126] Bridges TS, Gustavson KE, Schroeder P *et al*. Dredging processes and remedy effectiveness: Relationship to the 4 Rs of environmental dredging. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2010, **6**(4): 619-630. DOI: 10.1002/ieam.71.

[127] Wen SL, Zhong JC, Li X *et al*. Does external phosphorus loading diminish the effect of sediment dredging on internal phosphorus loading? An *in situ* simulation study. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, **394**: 122548. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.122548.

[128] Palermo M, Hays DF. Sediment dredging, treatment and disposal//Reible DD ed. Processes, assessment and remediation of contaminated sediments. New York: Springer, 2014: 365-391.

[129] Fan CX, Chen HS. On the problem of the eutrophication of Taihu Lake and its countermeasures of comprehensive control. *J Lake Sci*, 1998, **10**(s1): 95-100. DOI: 10.18307/1998.sup11.[范成新, 陈荷生. 太湖富营养化问题及其综合控制对策. 湖泊科学, 1998, **10**(s1): 95-100.]

[130] Kong FX, Song LR. Formation process and environmental characteristics of cyanobacteria bloom. Beijing: Science Press, 2011: 40-49.[孔繁翔, 宋立荣. 蓝藻水华形成过程及其环境特征研究. 北京: 科学出版社, 2011: 40-49.]

[131] Hu XZ,Jin XC, Lu SY *et al*. Techniques for sediment pollution control and discussion on the applicability in lakes of China. *Engineering Sciences*, 2009, **11**(9): 28-33.[胡小贞, 金相灿, 卢少勇等. 湖泊底泥污染控制技术及其适用性探讨. 中国工程科学, 2009, **11**(9): 28-33.]

[132] Huang XC, Ni JC, Deng YT *et al*. Design and engineering practice of environmental dredging of Fruit Lake. *Express Water Resources & Hydropower Information*, 2007, **28**(1): 6-8, 23.[黄学才, 倪锦初, 邓永泰等. 水果湖环保疏浚设计与工程实践. 水利水电快报, 2007, **28**(1): 6-8, 23.]

[133] Environmental Protection Authority. Best practice environmental managementguidelines for dredging, in Environment Protection Authority Southbank, Victoria, 2001.

[134] Palermo MR, Schroeder PR, Estes T *et al*. Technical guidelines for environmental dredging of contaminated sediments. 2008.

[135] Fang HW, Huang L, Li XC *et al*. Establishment of technical specifications on "dredging and treatment of contaminated bottom sediment for environment protection". *China Water Resources*, 2019, (21): 52-54.[方红卫, 黄磊, 李晓翠等.

"受污染底泥环保疏浚及处理"技术规范体系建设. 中国水利, 2019, (21): 52-54.]

[136] Gascón Díez E, Loizeau JL, Cosio C *et al*. Role of settling particles on mercury methylation in the oxic water column of freshwater systems. *Environmental Science & Technology*, 2016, **50**(21): 11672-11679. DOI: 10.1021/acs.est.6b03260.

[137] Zhang XS, Wang TT, Gao L *et al*. Polychlorinated diphenyl ethers (PCDEs) in surface sediments, suspended particulate matter (SPM) and surface water of Chaohu Lake, China. *Environmental Pollution*, 2018, **241**: 441-450. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.05.077.

[138] Zhu GW, Zou W, Guo CX *et al*. Long-term variations of phosphorus concentration and capacity in Lake Taihu, 2005-2018: Implications for future phosphorus reduction target management. *J Lake Sci*, 2020, **32**(1): 21-35. DOI: 10.18307/2020.0103. [朱广伟, 邹伟, 国超旋等. 太湖水体磷浓度与赋存量长期变化(2005－2018 年)及其对未来磷控制目标管理的启示. 湖泊科学, 2020, **32**(1): 21-35.]

[139] Liu C, Fan CX, Shen QS *et al*. Effects of riverine suspended particulate matter on post-dredging metal re-contamination across the sediment-water interface. *Chemosphere*, 2016, **144**: 2329-2335. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.11.010.

[140] Liu C, Du YH, Yin HB *et al*. Exchanges of nitrogen and phosphorus across the sediment-water interface influenced by the external suspended particulate matter and the residual matter after dredging. *Environmental Pollution*, 2019, **246**: 207-216. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.11.092.

[141] Liu C, Zhong JC, Wang JJ *et al*. Fifteen-year study of environmental dredging effect on variation of nitrogen and phosphorus exchange across the sediment-water interface of an urban lake. *Environmental Pollution*, 2016, **219**: 639-648. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.06.040.

[142] Kleeberg A, Kohl JG. Assessment of the long-term effectiveness of sediment dredging to reduce benthic phosphorus release in shallow Lake Müggelsee (Germany). *Hydrobiologia*, 1999, **394**: 153-161. DOI: 10.1023/A:1003680425229.

[143] Jing LD, Bai S, Li YH *et al*. Dredging project caused short-term positive effects on lake ecosystem health: A five-year follow-up study at the integrated lake ecosystem level. *Science of the Total Environment*, 2019, **686**: 753-763. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.133.

[144] Kiani M, Tammeorg P, Niemistö J *et al*. Internal phosphorus loading in a small shallow Lake: Response after sediment removal. *Science of the Total Environment*, 2020, **725**: 138279. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.138279.

[145] 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. *Water Research*, 2001, **35**(7): 1675-1686. DOI: 10.1016/s0043-1354(00)00435-8.

[146] Yu JH, Zhong JC, Zhang YL *et al*. Simulation of influence of dredging on sediment resuspension and nutrient loading in lake. *J Lake Sci*, 2012, **24**(1): 34-42. DOI: 10.18307/2012.0105. [余居华, 钟继承, 张银龙等. 湖泊底泥疏浚对沉积物再悬浮及营养盐负荷影响的模拟. 湖泊科学, 2012, **24**(1): 34-42.]

[147] Hu XD, Wu SS, Zhu M *et al*. Study on the changes of nitrogen and phosphorus release with time from sediment in Taihu Lake after ecological dredging. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 2017, **69**: 012058. DOI: 10.1088/1755-1315/69/1/012058.

[148] Wang D, Kong FX, Liu AJ *et al*. Analysis of the influence of the ecological dredging to ecosystem of Lake Wuli, Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2005, **17**(3): 263-268. DOI: 10.18307/2005.0312. [王栋, 孔繁翔, 刘爱菊等. 生态疏浚对太湖五里湖湖区生态环境的影响. 湖泊科学, 2005, **17**(3): 263-268.]

[149] Besser JM, Giesy JP, Kubitz JA *et al*. Assessment of sediment quality in dredged and undredged areas of the Trenton Channel of the Detroit River, Michigan USA, using the sediment quality triad. *Journal of Great Lakes Research*, 1996, **22**(3): 683-696. DOI: 10.1016/s0380-1330(96)70989-9.

[150] Franklin HM, Garzon-Garcia A, Burton J *et al*. A novel bioassay to assess phytoplankton responses to soil-derived particulate nutrients. *Science of the Total Environment*, 2018, **636**: 1470-1479. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.195.

[151] Jonker MT, Van Der Heijden SA, Adelman D *et al*. Advancing the use of passive sampling in risk assessment and management of sediments contaminated with hydrophobic organic chemicals: Results of an international *ex situ* passive sampling interlaboratory comparison. *Environmental Science & Technology*, 2018, **52**(6): 3574-3582.