

底泥疏浚效果及环境效应研究进展*

钟继承^{1,2}, 范成新^{1**}

(1:中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

(2:中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要:底泥疏浚的效果至今仍存在很大争议,其中之一是疏浚后所产生的环境效果有可能偏离人们的期望. 疏浚能够有效的削减沉积物中营养物、重金属和持久性有机物等污染物含量,但疏浚过程中会引起污染物向水体释放,疏浚后的界面过程有可能对疏浚效果产生较大影响. 底泥疏浚对水体富营养化的控制有成功的经验也有失败的教训,不同的湖泊疏浚后对营养盐释放的控制效果不同. 底泥疏浚往往对底栖生物产生危害,具体表现为种类、丰富度与生物量的减少,群落结构发生变化,多样性降低;疏浚后微生物胞外酶活性降低,底泥疏浚对沉积物代谢功能存在显著影响,底栖生物和酶活性的恢复需要长期的过程. 底泥疏浚对湖泊水污染控制具有时效性,疏浚方式、疏浚深度与疏浚时令是疏浚工程应关注的问题.

关键词:底泥疏浚;效果;环境效应;污染物;底栖生物

Advance in the study on the effectiveness and environmental impact of sediment dredging

ZHONG Jicheng^{1,2}, FAN Chengxin¹

(1: Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P. R. China)

(2: Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, P. R. China)

Abstract: The effectiveness of sediment dredging is still strongly debated up to now, and the environmental effects resulting from sediment dredging may be not ideal as the people have expected. Sediment dredging can effectively lower the contents of nutrient, heavy metals and persistent organic pollutants in sediment, but resuspension of sediment during dredging will induce the release of pollutants from sediment to the water column. In addition, the interface processes will exert great influence on the dredging effect. There are successes and lessons for the control of eutrophication, different effects appear for the control of the release of nutrients in different lakes. Sediments dredging has diverse effects on benthos, e. g. decreases of taxa numbers, abundance and biomass. Moreover, there could be a change of community composition and a fall in the diversity. Extracellular enzymes activities could be depressed significantly. As a result, sediment dredging has profound impact on the hydrolytic activities of sediments. It is a long term for the recovery of benthos and enzymes activities. The effectiveness of sediment dredging on water pollution control is usually time-limited. The methods of dredging, the depth of dredging, as well as the season when dredging is carried out should be concerned in dredging program implementation.

Keyword: Sediment dredging; effectiveness; environmental effects; pollutants; benthos

在水生生态系统中,沉积物是营养物、重金属、持久性有机污染物(POPs)的汇和源^[1-3]. 在外源得到有效控制的情况下,生物或物理因子等作用促使的沉积物释放,仍有可能导致水体在相当长的时期内维持富营养化或水质恶化等不良状态^[4,5]. 底泥疏浚因能从湖体将污染底泥永久性去除,因而被较多的应用于湖泊治理中^[6,7]. 在我国,这一治理措施甚至已成了与生态修复相提并论的湖泊治理手段. 如我国长江中

* 国家自然科学基金(20577053), 国家高技术研究发展计划(200560101005)和中国科学院知识创新项目(KZCX3-SW-348)共同资助. 2006-07-24 收稿;2006-10-20 收修改稿. 钟继承,男,1978年生,博士研究生.

** 联系作者: cxfan@niglas.ac.cn.

下游地区、云贵高原湖泊以及许多城市湖泊因水体和沉积物污染问题,已经实施或即将实施底泥疏浚^[8]。然而,底泥疏浚技术能否从根本上使水环境得到改善,国内外仍存在很大争议^[9,10]。一方面底泥疏浚往往是耗资巨大且可以估量的工程项目,另一方面,工程的环境后效却有可能存在不确定性,所以用于环境改善目标的疏浚作业是否符合投入产出的原则,尚需要在疏浚工程实施前,对相关疏浚工程的后效进行认真的分析,对疏浚工程可能会带来的环境效应进行深入的研究。本文旨在通过对国内外底泥疏浚及其环境效应方面的国内外新近研究进展进行文献综述,以期加深对底泥疏浚及其环境效应问题的认识。

1 疏浚方式与疏浚效果的关系

底泥疏浚可根据不同的工程目标而大致分为以下几类:(1)港口、河道等航道疏通。旨在去除淤积的泥沙,增加通航水深^[12]; (2)水库、湖泊和河流等增容工程。旨在达到贮水、排涝泄洪,调整水系、改善水流条件、改善景观等目的^[13-15]; (3)渔业应用。旨在捕获表层沉积物中穴居的鱼类和贝类,疏浚捕鱼在欧洲及日本具有较多的应用^[16,17]; (4)水质改善。旨在去除湖泊、水库和河流表层沉积物中的污染物,使水体达到景观效果或饮用水源的标准^[18]。

上述四类的前三类可称为一般工程疏浚,而后一类则为改善环境为目标的疏浚,也称环保疏浚。环保疏浚除清除水体中污染底泥的作业外,有时还要求为水生生态系统的恢复创造条件^[19]。较之一般工程疏浚,环保疏浚对疏浚工程通常具有更高的要求,如根据污染底泥的分布状况,对疏浚深度的精确性有较高要求,同时在疏浚实施中要尽可能避免底泥的悬浮和细颗粒物质的扩散。此外,由于污染的底泥通常富含污染物,所以疏挖出的底泥要合理进行处理,尽量防止污染物的二次污染等。可见,只有环保疏浚(有时也称生态疏浚)要考虑环境效应和生态风险的问题,因此从环保角度可将底泥疏浚定义为:“用人工或机械的方法把富含营养盐、有毒化学品及毒素细菌的表层沉积物进行适当去除,来减少底泥内源负荷和污染风险的技术方法。”

疏浚方式的不同所引起的细颗粒扩散程度或新生表层形态上的差异等可能产生不同的环境效应。在港口航道的疏浚工程中一般采用较为粗放的抓斗式或耙吸式挖泥船的作业方式,这些方法会引起大量的沉积物再悬浮及污染物的释放^[20]。为了提高疏浚效率和减少经济成本,有些疏浚方式是要求原位操作,不疏挖、搬运和处理污泥,目的是节约疏挖搬运经济成本。如英国在港口航道疏浚用的是喷水清淤法(water injection dredging)^[21],它通过在低压下向沉积物中原位的注入大量体积的水,喷射的水柱减少了沉积物颗粒之间的粘滞力,从而产生了不稳定的水和沉积物混合物,这种混合物在重力作用下沉降或随自然水流迁移,迁移的距离取决于沉积物的密度和组成,航道的坡度和地形等因素。1998年我国玄武湖疏浚就是采用该方式。这种疏浚方法由于疏浚后新生表层的污染底泥残留量较高,会造成污染物及营养盐向水体中释放^[10]。

目前较为先进的环保型疏浚方法是采用绞吸式挖泥船,这种方式是直接由管道在泥泵的作用下吸起表层沉积物并远距离输送到陆地上的堆积区(堆场),这类疏浚船都安装自动控制系统和监视系统,采用DGPS精确三维定位,大大提高了疏浚精度^[22]。同时疏浚过程中不易引起沉积物的再悬浮及污染物的释放。我国的昆明滇池、安徽巢湖和太湖五里湖等采用的是这种环境友好的疏浚方法。

2 底泥疏浚后的污染物迁移转化效应

底泥疏浚的环境效应,按时间尺度来划分可分为短期效应和长期效应。疏浚过程所引起的再悬浮过程及对污染物迁移的影响为瞬时效应和短期效应,而疏浚后对污染物的控制效应以及对生态系统的影响为长期效应。

2.1 持久性有机污染物(POPs)变化及影响

沉积物是疏水性持久性有机污染物重要的蓄积场所,水环境中的持久性有机污染物易吸附于悬浮颗粒物中然后沉降到沉积物表面^[23,24],其中毒害的持久性有机污染物一方面直接影响水生生物,另一方面可通过再悬浮、解析及扩散等作用释放进入水体,从而危害水生生态系统或产生潜在环境风险^[25,26]。

持久性有机污染物主要吸附于粒度细小的颗粒物表面,底泥疏浚过程引起的再悬浮使吸附的有机物污

染物向水体中解吸。Hyötyläinen 等通过模拟试验预测底泥疏浚潜在的释放风险,试验按照不同的土水比配制了7种沉积物和湖水悬浊液,土水比越大水中多环芳烃(PAHs)浓度越高^[27],结果表明再悬浮程度越大,污染物解吸量就越多。英国布赖顿港口底泥疏浚后水体中的除草剂浓度(Irgarol 1051)比疏浚前升高,野外的跟踪研究证实了疏浚过程中除草剂从沉积物向水体释放,但水体中除草剂浓度升高尚不至于对疏浚区生态环境造成严重的危害^[28]。疏浚是否会对疏浚区及相邻区产生严重的危害最终取决于疏浚过程的再悬浮程度和污染物的释放量。美国新贝德福德海港疏浚工程持续了一年半时间,工程采用了先进的疏浚方式从而较好地避免了再悬浮,因疏浚过程中没有引起多氯联苯(PCBs)向清洁区的迁移,因此底泥疏浚对水体的生物毒性影响较小,疏浚过程中蚌类对多氯联苯(PCBs)的积累量也没有显著升高^[29]。由此可见,采用较为先进的疏浚方式能够很好的避免颗粒物的扩散和污染物的解吸,减小底泥疏浚过程中的污染物释放风险及生态毒理风险。

疏浚对沉积物中的有机物污染物有较好的控制效果,但是水体中持久性有机污染物浓度的削减是长期的过程,这是由持久性有机污染物疏水性决定的。Bremle 等研究了瑞典 Järnsjön 湖疏浚后对多氯联苯(PCBs)的控制效应以及对 Emån 河下游的影响,疏浚后沉积物中的 PCBs 浓度从疏浚前的 2-31000 ng/g 干重减小到 54 ng/g 干重(几何平均值,范围为 6-850 ng/g)。由于疏浚工程采用了绞吸式疏浚方法,较好的控制了疏浚工程中的再悬浮,疏浚过程中湖体及河流下游水体中 PCBs 浓度没有明显的升高^[30]。Bremle 等^[31]也报道了疏浚后水体中和鱼体中的 PCBs 浓度的变化,疏浚工程结束后湖水中 PCBs 浓度显著降低(从 8.6 ng/L 到 2.7 ng/L),鱼体中的 PCBs 浓度下降了一半。但 Bremle 等认为水体和生物体中 PCBs 浓度的降低不能完全归因于底泥疏浚,疏浚后几年内外源背景浓度的降低也应该考虑在内(包括水体排放和大气沉降的 PCBs 降低等)^[31]。疏浚能够削减沉积物中的有机污染物浓度,但疏浚对水体中持久性有机污染物的控制可能达不到立竿见影的效果。挪威 Haakonsværn 海湾多氯联苯(PCBs)污染的沉积物在疏浚后半年内,虽然沉积物中多氯联苯浓度得到控制,但水体浓度并没有得到改善,河蚌(*Mytilus edulis*)体内仍然积累较高浓度的多氯联苯,Voie 等认为可归因于以下几点^[32]:(1)由于多氯联苯在水中的溶解度较小,虽然疏浚后沉积物多氯联苯浓度减少,但是对水体中的多氯联苯浓度没有影响;(2)由于疏浚去除了表层富含有机质的细颗粒,新生表层含有有机质较少,颗粒物粒度较大,对多氯联苯的吸附能力较弱;(3)在疏浚的过程中使一些细小的颗粒物发生再悬浮,最后沉降到沉积物表面形成了一薄层污染较重的沉积物层,这一薄层决定着水体多氯联苯的浓度;(4)由于河蚌所积累的多氯联苯主要来源于水体中,疏浚后水体多氯联苯的浓度没有变化,所以在河蚌体内的积累也没有变化。

2.2 重金属变化及影响

在水生生态系统中,重金属主要来源于流域农业利用和其他土地利用方式的输入、岩石和土壤的自然风化、人类活动的排放及当地或区域性的大气沉降^[33]。由于具有环境持久性,而且能够在水生生物中富集放大,是水环境中重要的污染物^[34]。重金属是底泥疏浚要控制的重要的污染物之一,底泥疏浚带来的重金属的环境效应具有重要的意义。

疏浚过程引起的再悬浮会引起重金属的释放,重金属主要吸附于沉积物的铁氧化物和有机质颗粒物表面,疏浚过程的扰动能使吸附的重金属解吸出来,从而会急剧的增加水体中重金属浓度^[35,36]。由于溶解性重金属与固相之间有着很强的结合作用,另外水体中的溶解性重金属与吸附相之间有着迅速的再分配过程,所以疏浚引起的水体中急剧升高的重金属浓度会在短期内得到恢复,释放到水体中的重金属会再次吸附到固相表面,从而表现为疏浚后悬浮物中重金属浓度的升高,而水体中溶解性重金属浓度变化不大^[35]。另外疏浚过程中的溢流物沉降后也能够向水体释放,为了防止疏浚过程中重金属的扩散,应避免疏浚过程中溢流物的产生^[37]。疏浚工程采用的疏浚方式不同给环境带来的压力也不同,有些疏浚方式(如喷水清淤)能够引起沉积物的大量悬浮,会引起重金属的大量释放,水体中急剧升高的重金属浓度可能会对疏浚区水生生物产生不利的影响^[21]。

底泥疏浚后能够有效地削减沉积物中重金属含量,减少水土界面的浓度梯度,最终减少重金属在水土界面的释放通量。在疏浚工程实施前应该对疏浚区重金属赋存深度进行调查,如果疏浚深度比实际的重金属赋存深度低则可能会增大重金属的释放。太湖五里湖疏浚后新生表层中的某些重金属元素如 Pb、Cr、Cu、

Zn、Ni 浓度急剧升高,疏浚后含量逐渐降低,部分元素恢复到原来的浓度,出现这种现象的原因可能是太湖五里湖疏浚深度较小,疏浚将重金属含量更高的层次暴露出来,疏浚后由于水流的稀释效应及向水体的释放,疏浚后表层沉积物重金属含量有所降低^[36]。

2.3 生源要素变化及影响

沉积物是氮磷营养盐的源和汇,尽管水体外源输入得到有效的控制,氮磷的内源释放会延缓控制外源输入所能达到的效果并维持水体的富营养化^[38-40]。底泥疏浚被认为是控制水体富营养化重要的工程措施,国内外对底泥疏浚对内源的控制效应开展了较多的研究,其中对磷的关注要远远多于氮。

疏浚引起的再悬浮能够导致沉积物向水体释放营养盐,疏浚过程中能够导致水体中 TSS 浓度显著升高,同时伴随着氮磷的释放。疏浚过后水体很快澄清,TSS 浓度迅速降低,但水体中高浓度的营养盐能够维持较长的时间^[41]。疏浚后新生表层的水土界面会发生扩散、吸附和解吸等许多瞬时过程,这些过程对营养盐在水相和固相的分配起着重要的作用,如疏浚后新生表层的铁氧化物对磷有瞬时的吸附作用,疏浚后间隙水中磷浓度立即减小,底层上覆水磷浓度增加,疏浚后河床的重建是在较短的时段内完成的(分钟到小时的尺度)^[42]。

底泥疏浚后在短期内可能对营养盐有较好的控制作用,但长期观察效果有可能减弱。太湖五里湖疏浚后对磷有较好的控制作用,底泥中磷浓度下降了 30% 左右,疏浚后短期内水体中总磷和溶解磷含量下降 10% - 25% 左右^[36]。但随时间的延长可能会出现某些污染元素的回复,Kleeberg 等通过模拟疏浚试验发现新生表层易释放溶解态磷(如水溶解态磷和氧化还原敏感态磷)一年后都有所增加,并预测在没有较好的控制外源输入的情况下,污染状况只能得到暂时的改善并会缓慢回复到疏浚前的状态^[43]。Ryding 对瑞典 Trehörningen 湖底泥疏浚野外跟踪研究验证了磷的快速回复过程,疏浚后初期对内源磷有较好的控制作用,疏浚后水体可溶性磷和总磷分别下降了 73% 和 50%,但两年后磷浓度和藻类生物量回复到疏浚前的水平^[9]。但也有湖泊疏浚后对富营养化取得长效控制,美国路易斯安那州一个城市湖泊疏浚后水质得到改观,疏浚后的 10 年内避免了藻类的暴发和鱼类的死亡,直到疏浚近 20 年后磷才回复到疏浚前的水平,而氮却始终低于疏浚前的水平^[7]。为了辨识底泥疏浚对营养盐控制效果,范成新等对太湖五里湖和南京玄武湖两个湖泊的疏浚进行了比较研究,五里湖疏浚后对磷有较好的控制,但玄武湖疏浚后仅 7 个月,水体磷出现较快的回复;从长效而言,疏浚对五里湖的底泥磷释放和玄武湖氮释放有一定的控制作用,疏浚初期对内源负荷的控制效果较为明显,但随时间延长,出现了某些污染组分回复的现象^[11]。上述研究结果表明底泥疏浚要满足所有预期效果是困难的。

关于底泥疏浚目前大多数研究只关注于疏浚后营养盐释放量的多少,缺乏对底泥疏浚后水土界面营养盐循环机制的研究。底泥疏浚后改变了原来表层沉积物物理、化学及生物条件,这些环境因子的改变可能会改变沉积物-水界面原有的营养盐循环模式。Graca 等研究发现波罗的海 Puck 内湾疏浚区与非疏浚区相比新生表层中有较多的有机碳、总氮、有机磷和总磷积累,同时疏浚区与非疏浚区相比有着更为强烈的有机质矿化作用,疏浚区氮释放主要是通过氨化作用,而非疏浚区氮释放则主要通过反硝化作用;疏浚区磷释放通量是非疏浚区的 7 倍,磷释放主要来源于有机质和无机磷化合物的分解^[44]。底泥疏浚可能会破坏水体原有的营养盐平衡,进而会改变水体的营养限制因子和破坏水生生态系统的稳定性。Ruley 等报道了一城市湖泊疏浚后从疏浚前的磷限制转变为疏浚后的氮限制,从而引起水体中藻类优势种的改变^[7]。

3 底泥疏浚后的生物效应

3.1 底栖生物变化及影响

底泥疏浚工程往往会彻底改变底栖生境,而底栖生境的恢复需要漫长的时间过程。为了减小底泥疏浚的环境风险,在疏浚工程实施前就应该进行前期的研究,对疏浚工程的可行性(即疏浚的类型与效率)和环境效应(如生物效应)进行评价^[45];同时也应该对疏浚区生物资源进行调查,并为疏浚工程的环境风险最小化提出方案和建议^[14]。

疏浚过程中的再悬浮及溢流散落的污泥沉降对环境造成的影响通常在半径几百米的范围内,有的仅仅限定在疏浚区^[46]。疏浚过程对疏浚区和邻区沉积物物理性质的影响主要包括表层沉积物的去除、表层沉

积物地貌的变更与溢流出的沉积物的沉降作用。影响的强度取决于疏浚方式、疏浚区沉积物的粒度特征和疏浚区水流速度^[47,48]。底泥疏浚导致沉积物理化性质的变化(如粒度组成、有机质含量)能够引起种群的更替,从而改变群落的组成^[49,50]。Snelgrove 等认为水土界面的物理和生物因子相互作用控制着底栖生物群落,而不是沉积物的粒度组成^[51],但是沉积物的粒度组成的变化会直接影响到那些对沉积物类型有特殊需求的生物类群^[52,53]。

底泥疏浚对大型底栖动物群落的短期的直接影响表现为种类、丰度及生物量的减小^[54],Kenny 等发现疏浚后丧失的生物种群属于疏浚前具有较低丰度的或稀有的生物种群,而那些主导性或代表性的生物种群则会在底泥疏浚后很快得到恢复^[55]。疏浚后疏浚区生态系统重建的能力是不同的,主要取决于以下几个因素:疏浚区和相邻区沉积物的生物群落类型与结构组成;疏浚区的水文条件和沉降状况^[56];疏浚的实施时间以及疏浚的强度和深度^[57,58];种群的生命周期和捕食策略,幼虫的繁殖和移动种群的迁入情况等^[59,60]。

疏浚后生物种群重建最初阶段首先是机会种(opportunistic species)的出现,具体表现在丰度上的增加,然后才渐渐出现其他种群,但是总体上还是丰度较低^[61,62]。Desprez 认为疏浚后在底栖生境中首先出现的也是机会种(opportunistic species),在初始阶段通常速度很快,但是群落达到稳定需要时间较长,可能需要5年甚至更长的时间^[48]。比如西班牙 La Courñ 海湾在疏浚后6个月里得到初始的恢复,但是3-4年后群落达到稳定^[62]。Kenny 等也指出疏浚后7个月内群落只能得到部分的重建,疏浚2年后群落结构仍得不到恢复^[63,55]。但是,Newell 指出对于不稳定的环境如河口海岸和淤泥的沉积物来说底栖生物的恢复时间为6-8个月;对于沙质的沉积物来说群落的恢复要2-3年的时间;但是对于比较复杂的生物群落来说要5-10年的恢复过程^[54]。

为避免底泥疏浚对底栖动物和固着生物产生严重影响,在进行疏浚工程时须考虑以下几个方面:(1)疏浚方式会对底栖生态系统重建所需的时间产生影响,由于绝大多数大型底栖动物生活在表层30cm沉积物中,疏浚的面积与深度直接关系到带走的动物数量^[56]。Pranovi 等指出,如果疏浚工程深度只有7-13cm时,底栖动物可能会在15d后得到恢复,但是如果疏浚深度为20cm时,疏浚后60d恢复才会开始。恢复过程取决于原来底栖生物是生活在表层沉积物还是在深层沉积物^[58]。(2)疏浚过程中应当避免沉积物细颗粒的再悬浮,这一点对于主要由细颗粒物构成的沉积物尤为重要,由于再悬浮的细颗粒随后会沉降到相邻的岩石土层,沉降下来的细颗粒物会对相邻岩石土层脆弱的固着动物类群产生极大的危害,所以应该根据沉积物的类型来选择底泥疏浚的方式^[64]。(3)底泥疏浚时令的选择也很关键,选择正确的疏浚时节可以将疏浚对底栖生物的影响最小化,错误的选择疏浚时令会对底栖生物带来灾难性的后果,应当避免底栖生物幼虫再生期和繁殖期(通常是气温较高的月份),冬季底泥疏浚的环境风险最小,应该选择冬季实施疏浚工程。

3.2 微生物、酶变化及影响

在水生生态系统中,微生物不仅是底栖生物群落的重要组成部分,而且在水生生态系统中物质的降解、转化及能量的流动中起着关键的控制作用^[65-67]。胞外酶是微生物降解利用环境中有机质时所必须的水解酶,同时又是调节水生生态系统有机营养平衡的重要生态因子^[68,69],胞外酶活性的变化及其分布特征是反映微生物活性及水体环境质量状况的良好指标^[70]。因此研究疏浚前后底泥中微生物群落结构变化与胞外酶活性变化对了解底泥疏浚对水生生态系统潜在的影响以及生态功能的恢复与重建具有重要的意义。

关于底泥疏浚对微生物群落及其生态功能的影响的研究报道较少,由于微生物繁殖周期较短,对环境的变化反应较为敏感,所以利用微生物群落结构和功能来评价或监测环境质量具有许多优越性^[71]。刘爱菊等通过微生物脂肪酸分析(Fatty acid methylester, FAME)和微生物16SrDNA多样性分析等分子生物学技术,研究了太湖五里湖疏浚的微生物效应,结果表明底泥疏浚对微生物的生物量及其群落结构组成具有较大的影响。在疏浚后较长时间内,底泥中微生物生物量较疏浚前显著降低,并在一定程度上改变了五里湖底泥中微生物优势种群的组成。底泥疏浚对微生物的群落结构及生物多样性存在较大的影响^[72]。由于底泥疏浚改变了表层沉积物的理化性质,破坏了疏浚前表层微生物群落结构的稳定格局,导致底泥中微生物群落种群组成或群落结构发生变化^[73]。

微生物水解酶对环境因子变化具有较高的敏感性,是环境质量和环境因子变化的重要的指示物^[74,75]。太湖五里湖底泥疏浚后导致多种胞外酶活性显著降低,并且在相当长的时间内难以恢复^[76],由于底泥中胞外水解酶主要来自于表层沉积物微生物活体的分泌和死亡微生物胞内酶的溶出作用^[77,78],底泥疏浚使得含有大量微生物及胞外酶的表层沉积物转移出水体,必然会导致新生表层中各种水解酶含量减少,代谢能力降低,底泥疏浚对底泥微生物的代谢功能存在显著影响。胞外水解酶在水生生态系统中的物质代谢和能量流动中具有重要的作用,其活性抑制或丧失将会影响水生生态系统健康和安全的^[79]。

4 结论与思考

4.1 底泥疏浚对湖泊水污染控制的时效性

在避免再悬浮和沉降的情况下,底泥疏浚能够有效的削减表层沉积物中持久性有机污染物的含量,但对水体持久性有机物控制效果相对滞后,这和持久性有机物疏水性质有关;底泥疏浚也能够有效地削减表层沉积物中重金属含量,但要根据重金属在沉积物中的赋存特征来确定疏浚深度,疏浚过程中引起的再悬浮会延缓疏浚对水体重金属的控制效果。

底泥疏浚能否从根本上解决水体富营养化问题国内外尚没有定论。要从根本上解决水体富营养化问题,外源的控制最为重要,在没有控制好外源输入的情况下,疏浚效果将会慢慢减弱。在外源未能控制的情况下,要求底泥疏浚这种一次性投入就一劳永逸是不现实的。

底泥疏浚与大多数水污染治理技术需要后期维护不同,是对治理对象的一次性工程投入,疏浚后由于疏浚质量的差异造成在新生表层的残留物,以及上覆水体中悬浮颗粒物的沉降等,均会使新生表层发生生物地球化学变化,从而可能使内源释放逐步回复^[11]。因此采用底泥疏浚方式对内源污染的控制效果是在疏浚后的一定时段内得到体现的,评价疏浚效果的关键是看疏浚后控制效果延续时段的长短与资金等投入相比能被人们接受的程度。

4.2 底泥疏浚施工方案和参数设计的科学性问题

(1)疏浚方式。疏浚工程应当尽量避免施工现场细颗粒的扩散和溢流物的沉降,以减少疏浚工程在实施过程中的污染物释放和对疏浚后底栖生物重建和恢复的影响。应考虑采用环保疏浚技术,选用绞吸式挖泥船和环保绞刀头等。

(2)疏浚深度。疏浚工程实施前,根据疏浚所要控制的目标污染物,必须评价污染物随底泥深度的剖面变化特征和环境风险,结合不同疏浚层的污染物可能释放强度,确定疏浚深度。

(3)疏浚时令。疏浚应该选择在气温较低的季节,应当避免底栖生物幼虫再生期和繁殖期(通常是气温较高的月份),冬季是底泥疏浚环境风险最小的季节,所以应该选择冬季实施疏浚工程^[80]。

5 参考文献

- [1] Murphy T P, Lawson A, Kumagai M *et al.* Review of emerging issues in sediment treatment. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1999, **2**:419 - 434.
- [2] Zoumis T, Schmidt A, Grigorova L *et al.* Contaminants in sediments; remobilization and demobilization. *The Science of Total Environment*, 2001, **266**:195 - 202.
- [3] Palm A, Cousins I, Axelman J. Evaluation of sequentially-coupled POP fluxes estimated from simultaneous measurements in multiple compartments of an air-water-sediment system. *Environmental Pollution*, 2004, **128**:85 - 97.
- [4] Søndergaard M, Jensen J P, Jeppesen E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 2003, **506 - 509**:135 - 145.
- [5] Malecki L M, White J R, Reddy K R. Nitrogen and phosphorus flux rates from sediment in the lower St. Johns River Estuary. *Journal of Environmental Quality*, 2004, **33**:1545 - 1555.
- [6] Moss B, Balls H, Irvine K *et al.* Restoration of lowland lakes by isolation of nutrient-rich water sources with and without removal of sediment. *J Appl Ecol*, 1986, **23**:391 - 414.

- [7] Ruley J E, Rusch K A. An assessment of long-term post-restoration water quality trends in a shallow, sub-tropical, urban hypereutrophic lake. *Ecological Engineering*, 2002, **19**:265 – 280.
- [8] Ryding S O. Lake Trehörningen restoration project. Changes in water quality after sediment dredging. *Hydrobiologia*, 1982, **92**:549 – 558.
- [9] 濮培民, 王国祥, 胡春华等. 底泥疏浚能控制湖泊富营养化吗? 湖泊科学, 2000, **12** (3):269 – 278.
- [10] 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.
- [11] Annadotter T, Cronberg G, Aagren R *et al.* Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia*, 1999, **395/396**:77 – 85.
- [12] Lager T, Hamer K, Schulz H D. Mobility of heavy metals in harbour sediments: an environmental aspect for the reuse of contaminated dredged sediments. *Environ Geol*, 2005, **48**:92 – 100.
- [13] Tafangenyasha C. Should Benji Dam be dredged? A preliminary impact assessment to dredging a water reservoir in an African national park. *The Environmentalist*, 1997, **17**:191 – 195.
- [14] Miller A, Payne B S. Reducing risks of maintenance dredging on freshwater mussels(Unionidae) in the Big Sunflower River, Mississippi. *Journal of Environmental Management*, 2004, **73**:147 – 154.
- [15] Davidson G, Bennett SJ, Waldo P. Trace elements in sediments of an aging reservoir in rural mississippi: Potential for mobilization following dredging. *Water, Air and Soil Pollution*, 2005, **163**:281 – 292.
- [16] Hall S J, Basford D J, Robertson M R. The impact of hydraulic dredging for *Razor clams Ensis* sp. on an in-faunal community. *Journal of Sea Research*, 1990, **27**:119 – 125.
- [17] Tuck I D, Bailey N, Harding M *et al.* The impact of water jet dredging for razor clams, *Ensis* spp., in a shallow sandy subtidal environment. *Journal of Sea Research*, 2000, **43**:65 – 81.
- [18] Van der does J, Verstraelen P, Boers P *et al.* Lake restoration with and without dredging of phosphorus-enriched upper sediment layers. *Hydrobiologia*, **233**:197 – 210.
- [19] 刘鸿亮, 金相灿, 荆一凤. 湖泊底泥环境疏浚工程技术. 中国工程科学, 1999, (1):81 – 84.
- [20] Nichols M, Diaz R J, Schaffner L C. Effects of hopper dredging and sediment dispersion, Chesapeake bay. *Environmental Geology*, 1990, **15**:31 – 43.
- [21] Spencer K L, Dewhurst R E, Penna P. Potential impacts of water injection dredging on water quality and ecotoxicity in Limehouse Basin, River Thames, S E England, UK. *Chemosphere*, 2006, **63**(3):509 – 521.
- [22] 金相灿, 荆一凤, 刘文生等. 湖泊污染底泥疏浚工程技术——滇池草海疏挖与处置. 环境科学研究, 1999, **12**(5):9 – 12.
- [23] Jonker MTO, Koelmans A A. Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls to soot and soot-like materials in the aqueous environment; methanistic considerations. *Environ Sci Technol*, 2002, **36**:3725 – 3724.
- [24] Ghosh U, Zimmerman J R, Luthy R. PCBs and PAH Speciation among particle types in contaminated harbor sediments and effectson PAH bioavailability. *Environ Sci Technol*, 2003, **37**:2209 – 2217.
- [25] Cornelissen G, Vannoort C M, Parsons J *et al.* Temperature dependence of slow adsorption and desorption kinetics of organic compounds in sediments. *Environ Sci Technol*, 1997, **31**:454 – 460.
- [26] Ghosh U, Talley J W, Luthy R G. Particle-scale investigation of PAH desorption kinetics and thermodynamics from sediment. *Environ Sci Technol*, 2001, **35**:3468 – 3475.
- [27] Hyötyläinen T, Oikari A. Assessment of toxicity hazards of dredged lake sediment contaminated by creosote. *The Science of Total Environment*, 1999, **243/244**:97 – 105.
- [28] Bowman J C, Readman J W, Zhou J L. Seasonal variability in the concentrations of Irgarol 1051 in Brighton Marina, UK; Including the impact of dredging. *Marine Pollution Bulletin*, 2003, **46**:444 – 451.
- [29] Bergen B J, Nelson W G, Mackay J *et al.* Environmental monitoring of remedial dredging at the new Bedford

- harbor, MA, superfund site. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2005, **111**:257 – 275.
- [30] Bremle G, Larsson P, Hammar T *et al.* PCBs in a river system during sediment remediation. *Water, Air and Soil Pollution*, 1998, **107**:237 – 250.
- [31] Bremle G, Larsson P. PCBs concentration in fish in a river system after remediation of contaminated sediment. *Environ Sci Technol*, 1998, **32**:3491 – 3495.
- [32] Voie ØA, Johnsen A, Rossland H K. Why biota still accumulate high levels of PCBs after removal of PCBs contaminated sediments in a Norwegian fjord. *Chemosphere*, 2002, **46**:1367 – 1372.
- [33] Lindström M, Håkanson L. Urban land-use influences on transport of heavy metals to lakes and concentrations in fish. *Water, Air and Soil Pollution*, 2001, **1**:119 – 132.
- [34] Papagiannis I, Kagalou I, Leonardos J *et al.* Copper and zinc in four freshwater fish species from Lake Pamvotis (Greece). *Environmental International*, 2004, **30**:357 – 362.
- [35] Edwards S C, Williams T P, Bubb J M *et al.* The success of elutriate tests in extended prediction of water quality after a dredging operation under freshwater and saline conditions. *Environmental Monitoring and Assessment*, 1995, **36**(2):105 – 122.
- [36] 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.
- [37] Van den Berg G A, Meijers G A, Van der heijdt L M *et al.* Dredging-related mobilization of trace metals: a case study in the Netherlands. *Water Research*, 2001, **35**(8):1979 – 1986.
- [38] House W A, Leach D, Warwick M S *et al.* Nutrient transport in the humber rivers. *The Science of the Total Environment*. 1997, **194/195**:303 – 320.
- [39] Søndergaard M, Jensen J P, Jeppesen E. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia*, 1999, **408/409**: 145 – 152.
- [40] Kim L H, Choi E, Stenstrom M K. Sediment characteristics, phosphorus types and phosphorus release rates between river and lake sediments. *Chemosphere*, 2003, **50**:53 – 61.
- [41] Lohrer A M, Wetz J J. Dredging-induced nutrient release from sediments to the water column in a southeastern saltmarsh tidal creek. *Marine Pollution Bulletin*, 2003, **46**:1156 – 1163.
- [42] Falcão M, Gaspar M B, Caetano M *et al.* Short-term environmental impact of clam dredging in coastal waters (south of Portugal): chemical disturbance and subsequent recovery of seabed. *Marine Environmental Research*, 2003, **56**:649 – 664.
- [43] Kleeberg A, Kohl J G. Assessment of the long-term effectiveness of sediment dredging to reduce benthic phosphorus release in shallow Lake Müggelsee (Germany). *Hydrobiologia*, 1999, **394**:153 – 161.
- [44] Graca B, Burska D, Matuszewska K. The impact of dredging deep pits on organic matter decomposition in sediments. *Water, Air and Soil Pollution*, 2004, **158**:237 – 259.
- [45] Nelson W G, Hansen D J. Development and use of site-specific chemical and biological criteria for assessing New Bedford Harbor Pilot Dredging Project. *Journal of Environmental Management*, 1991, **15**:105 – 112.
- [46] Lewis M A, Weber D E, Stanley R S *et al.* Dredging impact on an urbanized Florida bayou: effects on benthos and algal-periphyton. *Environmental Pollution*, 2001, **115**:161 – 171.
- [47] De Groot S J. The physical impact of marine aggregate extraction in the North Sea. *ICES J Mar Sci*, 1996, **53**:1051 – 1053.
- [48] Desprez M. Physical and biological impact of marine aggregate extraction along the French coast of the eastern English Channel: short- and long-term post-dredging restoration. *ICES J Mar Sci*, 2000, **57**:1428 – 1438.
- [48] López-Jamar E, Mejuto J. Infaunal benthic recolonization after dredging operations in La Coruña Bay, NW Spain. *Cah Biol Mar*, 1988, **29**:37 – 49.

- [50] Dalfsen J A, Essink K, Toxvig M H *et al.* Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the north sea and the western Mediterranean. *ICES J Mar Sci*, 2000, **57**:1439 – 1445.
- [51] Snelgrove PVR, Butman C A. Animal-sediment relationships revisited: cause versus effects. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev*, 1994, **32**:111 – 177.
- [52] Seiderer L J, Newell R C. Analysis of the relationship between sediment composition and benthic community structure in coastal deposits: implications for marine aggregate dredging. *ICES J Mar Sci*, 1999, **56**:756 – 765.
- [53] Newell R C, Seiderer L J, Robinson J E. Animal:sediment relationship in coastal deposits of the eastern English Channel. *J Mar Biol Assoc UK*, 2001, **81**:1 – 9.
- [54] Newell R C, Seiderer L J, Hitchcock D R. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev*, 1998, **36**:127 – 178.
- [55] Kenny A J, Rees H L. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: results 2 years post-dredging. *Mar Poll Bull*, 1996, **32**:615 – 622.
- [56] Van Dalfsen J A, Essink K, Toxvig M H, Briklund J, Romero J, Manzanera M. Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the western Mediterranean. *ICES J Mar Sci*, 2000, **57**:1439 – 1445.
- [57] Kaiser M J, Spencer B E. The effects of beam-trawl disturbance on infaunal communities in different habitats. *J Anim Ecol*, 1996, **65**:348 – 358.
- [58] Pranovi F, Giovanardi O, Franceschini G. Recolonization dynamics in areas disturbed by bottom fishing gears. *Hydrobiologia*, 1998, **375/376**:125 – 135.
- [59] Hall S J. Physical disturbance and marine communities: life in unconsolidated sediments. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev*, 1994, **32**: 179 – 239.
- [60] Defeo O. Recruitment variability in sandy beach macroinfauna: much to learn yet. *Rev Chil Hist Nat*, 1996, **69**:615 – 630.
- [61] McCall P. Community patterns and adaptive strategies of the infaunal benthos of Long Island sound. *J Mar Res*, 1977, **35**: 221 – 265.
- [62] López-Jamar E, Francesch O, Dorrió AV *et al.* Long-term variation of the infaunal benthos of La Coruña Bay (NW Spain): results from a 12-years study(1982 – 1993). *Sci Mar*, 1995, **59**:49 – 61.
- [63] Kenny A J, Rees H L. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: early post-dredging recolonisation. *Mar Pollut Bull*, 1994, **28**: 442 – 447.
- [64] Sánchez-Moyano J E, Estacia F J. Dredging impact on the benthic community of an unaltered inlet in southern Spain. *Helgol Mar Res*, 2004, **58**:32 – 39.
- [65] Nixdorf B, Jander B. Bacterial activities in shallow lakes- A comparison between extremely acidic and alkaline eutrophic hard water lakes. *Hydrobiologia*, 2003, **506/509**: 697 – 705.
- [66] Blackburn T H. Microbial food webs in sediments. In: Sleigh M A eds. *Microbes in the sea*. New York: John Wiley & Sons, 1987:355 – 359.
- [67] Deming J D, Baross J A. The early diagenesis of organic mater: Bacterial activity. In: Eeuel M & Macko S eds. *Organic chemistry*. New York: Plenum Press, 1993:119 – 144.
- [68] Wobus A, Bleul C, Maassen S *et al.* Microbial diversity and functional characterization of sediments from reservoirs of different trophic state. *FEMS Microbiol Ecol*, 2003, **46**: 331 – 347.
- [69] Pusch M, Fiebig D, Brettar I *et al.* The role of microorganisms in the ecological connectivity of running waters. *Freshwater Biology*, 1998, **40**:453 – 495.
- [70] Kierazyn B, Siuda W, Chrost R J. Microbial ecotoenzyme activity: useful parameters for characterizing the

- trophic conditions of lakes. *Polish J Environ Studies*, 2002, **11**(4):367 – 373.
- [71] Wulff A, Sundbaeck K, Nilsson C. Effect of sediment load on the microbenthic community of a shallow-water sandy sediment. *Estuaries*, 1997, **20**(3):547 – 558.
- [72] 刘爱菊. 五里湖底泥疏浚环境影响及生态风险分析[学位论文]. 南京: 南京大学, 2006:46 – 64.
- [73] Ibekwe A M, Kennedy A C. Fatty acid methyl ester (FAME) profiles as a tool to investigate community structure of two agricultural soil. *Plant and Soil*, 1998, **206**(2):151 – 161.
- [74] Wellsbury P, Herbert R A, Parkes R J. Bacterial activity and production in near-surface estuarine and freshwater sediments. *FEMS Microbial Ecol*, 1996, **19**:203 – 214.
- [75] Wittmann C, Suominen K P, Salkinoja-Salonen M S. Evaluation of ecological disturbance and intrinsic bioremediation potential of pulp mill-contaminated lake sediment using key enzymes as probes. *Environmental Pollution*, 2000, **107**:255 – 261.
- [76] Liu Ai-ju, Kong Fan-xiang *et al.* Effects of dredging on extracellular microbial enzymes in the sediment of Taihu Lake, China. *Journal of Freshwater Ecology*, 2007 (in press).
- [77] Rulík M, Spáčil R. Extracellular enzyme activity within hyporheic sediments of a small lowland stream. *Soil Biology & Biochemistry*, 2004, **36**:1653 – 1662.
- [78] Meyer L M. Extracellular proteolytic enzyme activity in sediments of an intertidal mudflat. *Limnology and Oceanography*, 1989, **34**:973 – 981.
- [79] Nedoma J, Vrba J, Simek K *et al.* N-acetylglucosamine dynamics in freshwater environments: concentrations of amino sugars, extracellular enzyme activities and microbial uptake. *Limnology and Oceanography*, 1994, **39**(5):1088 – 1100.
- [80] 陈荷生, 石建华. 太湖底泥的生态疏浚工程. 水资源保护, 1998, (3):11 – 15.