

污染底泥修复技术进展

陈华林^{1,2}, 陈英旭¹

(1. 浙江大学环境工程系, 浙江 杭州 310029; 2. 四川农业大学环境保护系, 四川 雅安 625014)

摘要:综述污染底泥的修复技术,探讨其发展状况及存在的问题。目前主要有疏浚、掩蔽等物理修复技术和生物修复技术。物理修复效果明显,但工程量大,投入大;生物修复具有投入低,处理量大,但速度慢,且难以达标。从经费投入和处理效果来看,底泥修复应发展疏浚和生物处理相结合,实现底泥的资源化再利用。在做好污染底泥处理的同时,关键要控制污染源的排放。

关键词:底泥; 物理修复; 生物修复; 疏浚; 掩蔽

中图分类号:X703 **文献标识码:**A **文章编号:**1000 - 0267(2002)02 -

Progresses of Remediation Techniques for Polluted Sediment

Chen Hua - lin^{1,2} and Chen Ying - xu¹

(1. Department of Environmental Engineering, Zhejiang University, Hangzhou, 310029, P. R. China; 2. Department of Environmental Protection, Sichuan Agricultural University, Sichuan Ya' an 625014, P. R. China)

Abstract: Remediation techniques for polluted sediment were discussed in this paper. The remediation techniques contain physical treatment, such as dredging, capping, and bioremediation. Physical treatment can control contaminated sediment relatively easily, but cost too much, while bioremediation is just reversed. To access legal criterion and reduce cost, various techniques must be applied to treat the contaminated sediments according to their properties. Breakdown products were suggested to be reused after biodegradation.

Keywords: sediment; physical remediation; bioremediation; dredging; capping

水体底泥污染,是世界范围内的一个环境问题。污染物通过大气沉降,废水排放,雨水淋溶与冲刷进入水体,最后沉积到底泥中,并逐渐富集,使底泥受到严重污染。莱茵河流域、美国的大湖地区、荷兰的阿姆斯特丹港口、德国的汉堡港,底泥污染均十分严重^[1]。

底泥污染的加剧主要是人为因素造成的,经济高速发展过程中排放的大量难降解污染物相当一部分积累在水体底泥中,对水生态系统构成长期威胁。在污染源控制达到一定程度后,底泥则成为水体污染的主要来源。美国 EPA 在 1998 年的调查报告中指出,美国已发生的 2 100 起事件声称鱼类消费中的问题,多次证实污染来自底泥^[2]。在我国,也已发现并证实了水体底泥具有生物毒性,如乐安江在 20—195 km 段沉积物均显示出毒性^[3]。此外,水体富营养化的解决关键也仍与底泥密切相关。因此,污染底泥的治理已刻不容缓,势在必行^[4]。

污染底泥的治理,经过多年的实践,已取得一定效果,尤其是近年来生物技术的应用,使污染底泥的修复获得了飞速的发展。下面分别对常用的几类修复方法作一简要介绍,探讨污染底泥经济实用的修复技术。

1 污染底泥的修复思路

1.1 底泥污染物种类

(1)重金属。重金属通过吸附、络合、沉淀等作用而沉积到底泥中,同时与水相保持一定的动态平衡。当环境条件发生变化时,重金属极易再次进入水体,成为二次污染源。

(2)营养元素。经各种途径进入水体的 N、P 等营养元素,相当一部分沉积到底泥中。水生植物的生长会吸收部分营养成分,其余大部分仍与水体保持动态平衡。当水体污染源得到一定控制后, N、P 则可能主要来自底泥的释放,严重时可能造成水体富营养化。

(3)难降解有机物。PAH、PCBs 等有机物,由于疏水性强,难降解,在底泥中大量积累。通过生物富集作用,有毒有机物可以在生物体内达到较高的水平,从而产生较强的毒害作用,通过食物链还可能危害到人类。

1.2 污染底泥的修复方法

底泥的污染归根结蒂是对水体的污染和底栖生物的危害。如果能消除其对水体和底栖生物的作用,则能有效降低污染底泥的环境影响。因而,底泥污染的控制既可采用固定的方法阻止污染物在生态系统中的迁移,也可采用各种处理方法降低或消除污染物的毒性,以减小其危害。据此,底泥的修复有以

下几种方法:①原位固定;②原位处理;③异位固定;④异位处理。原位固定或处理是底泥不疏浚而直接采用固化或生物降解等手段来消除底泥的污染行为。异位处理或固定则是将底泥疏浚处理后再行固定,消除其对水体的危害。这两类方法分别在不同的情况下采用。

原位固定主要有原位掩蔽技术,原位处理则尚不成熟,有原位生物降解处理。目前底泥的处理多是进行异位处理,即疏浚,疏浚后再进行固化填埋或物理、化学、生物处理。

2 物理修复

物理修复是借助工程技术措施,消除底泥污染行为的一种方法,主要有疏浚、引水、填沙掩蔽等措施。

2.1 疏浚

当底泥中污染物的浓度高出本底值 2—3 倍,即认为其对人类及水生生态系统有潜在危害时,则要考虑进行疏浚^[5]。

2.1.1 疏浚前后污染物的监测、分析及评价

运用海洋测绘学方法、科学成像技术和离散数学模型,利用计算机能方便快捷地监测底泥污染物的时空分布和粒径特征^[6、7],从而能更快捷准确地制定最佳疏浚方案以及疏浚后进行监测评价。

底泥污染物的监测、分析、评价越来越朝着仪器化、自动化、快速化、精确化方向发展,目前的研究正在试图建立多因素、多变量的监测分析评价模型,且尽可能与真实环境逼近,做到快速、准确的长期在线监测,自动分析和评价,为此还有许多工作要做。

2.1.2 疏浚技术的研究

疏浚技术是疏浚效果好坏的关键,主要集中在发展轻质疏浚材料,配合科学的疏浚方式,使疏浚过程对水体的扰动达到最小。从最早的人工挖泥到现在的精确水下吸泥,疏浚过程对环境的影响正越来越小。Shepsis Vladimir 等人采用轻质疏浚材料,将淤泥吸到轻质软管中,能有效防止疏浚过程中对底泥的扰动而造成的二次污染^[8]。

2.1.3 疏浚污泥的处理

对疏浚污泥进行的处理,常用的方法有固化填埋和农用,但这两种方法都必须考虑到防止地下水和土壤的二次污染,因而要慎用。

对污染较重的疏浚污泥,必须采取物化、生物方法进行处理。常用的有颗粒分离,生物降解、化学提取等。由于重金属和有机物性质上的差异,其处理方法也不同,如果二者同时大量存在,一般需先将其分离,再分别进行处理。

采用调整 pH 值或还原的方法,能将底泥中的重金属固定,有效防止疏浚污泥中重金属的迁移。也可用粘土、有机物等来吸附重金属以达到固定化的目的^[9]。或者用酸或微生物将重金属溶出,再集中处理。用某些微生物来溶出重金属,要比用酸浸提经济得多,处理后的底泥颗粒还能再利用。硫杆菌以硫为营养源可以使底泥中绝大部分的 Zn、Cd、Ni、Co、Mn、Cu 在几天到几周内浸出^[10]。

底泥中有机物的处理有热处理、微生物降解、浮选、湿式氧

化、溶剂萃取等技术。利用臭氧曝气能有效地去除底泥中的 COD,并能显著抑制氮、磷的溶出,还能降低硫化物的生成。用 TiO₂ 作催化剂,模拟太阳光也能有效地降解 PCBs。湿式氧化、热处理、溶剂萃取等对有机物的处理也有明显效果^[11、12]。生物处理能使 PAH、矿物油有大幅度的降低,重金属成分也有一定程度的去除^[13]。

2.1.4 疏浚技术展望

疏浚在很多时候是一种必需的选择,如运河、海港、航道的清淤,疏浚后淤泥的处理则是环境保护的一个难题。疏浚污泥以其量大、污染物成分复杂、含水率高而处理困难。目前国内由于经费的限制,多采用农田施用和填埋处理,污泥的利用价值低,处理不彻底,又极易造成二次污染。因此,建议采用物化或生物处理方法加强对疏浚污泥的处理力度,先使其达无害化,然后用作建筑材料或路基材料,以代替粘土。一方面可节省粘土的用量,减少对土地资源的破坏,另一方面又充分利用了污泥,减少了处置费用,节约用地,一举多得。而且建筑材料需求量大,完全有可能大量消纳疏浚污泥,将疏浚污泥变废为宝。

2.2 掩蔽

掩蔽是在污染的底泥上放置一层或多层覆盖物,使污染底泥与水体隔离,防止底泥污染物向水体迁移。采用的覆盖物主要有未污染的底泥、沙、砾石或一些复杂的人造地基材料等。

2.2.1 掩蔽的处理效果

最早的掩蔽技术是 1978 年在美国进行的,随后其他几个国家也相继使用,如日本(1983 年)、挪威(1992 年)以及加拿大(1995 年)都纷纷采用了这一技术。掩蔽是目前美国大湖修复措施之一。相比别的修复技术,掩蔽花费低,适合有机、无机处理,对环境潜在危害小,现在已得到普遍应用。大量试验结果表明,掩蔽能有效防止底泥中 PCBs、PAH 及重金属进入水体而造成二次污染,对水质有明显的改善作用^[14]。

2.2.2 掩蔽工程实例

国外对污染严重的底泥,已多次采用了掩蔽技术,许多已取得了显著的效果,其中比较成功的掩蔽工程例见表 1^[15]。

掩蔽存在的问题是工程量大,需要大量的清洁泥沙等,来源困难。同时掩蔽会增加底泥的量,使水体库容变小,因而不适用于河流、湖泊和港口,适用于深海底泥修复。

掩蔽作为底泥的一种原位修复技术,效果明显,还常常与疏浚同时使用,如疏掉上层淤泥后,在上面盖一层沙,以防止下层底泥的再悬浮和污染物的进一步释放。掩蔽宜和固体废物处理相结合,可采用惰性固体废物或废物的固化体作为掩蔽材料,既达到了掩蔽的目的,又处置了固体废物。

3 生物修复

生物修复是利用生物体,主要是微生物来降解环境污染物质,消除或降低其毒性的过程。它是传统的生物处理方法的延伸,其新颖之处在于它治理的对象是较大面积的污染^[16]。既可在原位进行生物修复,也可以对疏浚污泥进行生物处理。

3.1 原位生物处理

表 1 国外一些原位掩蔽工程实例

Table1 Brief description of selected in – situ capping projects abroad				
工程位置	污染物	场地条件	掩蔽设计	施工方法
日本 Kihama Inner 湖	营养物	3 700m ²	细沙, 5 和 20 cm 厚	
日本 Akanoi 海湾	营养物	20 000 m ²	细沙, 20 cm 厚	
华盛顿 Denny 海湾	PAH, PCBs	靠岸 1.2 hm ² , 深 6 – 18m	0.79m 厚的沙性沉积物	用驳船撒布
华盛顿 Eagle 海港	木焦油	22 hm ²	0.9m 厚的沙性沉积物	用驳船撒布和水力喷射
华盛顿 Simpson – tacoma	木焦油, PAHs, TCDD	靠岸 6.88 hm ² , 不同深度	1.2—6.1m 厚的沙性沉积物	用沙箱进行水力管道输送
威斯康星 Sheboygan 河	PCBs	浅河的几个地区/泛滥平原	带硬质石块的沙层	直接机械施放
密执安 Manistique 河	PCBs	河里 1858m ² 3 – 5 m 深的浅滩	40/1000 的塑料衬垫	从驳船用起重机施放
哈密尔顿海港, 安大略湖	PAH, 金属, 营养物	一个工业海港 10 000m ²	部分 0.5 m 厚的沙	通过管道输送
挪威 Eitirheim 海湾	金属	100 000m ²	地基材料和篾筐	从驳船撒下
纽约 Stlawrence 河	PCBs	6 968m ²	6 分沙/6 分沙砾/6 分砾石	从驳船用桶放下

对有机污染的底泥,最理想的办法是不疏浚,让微生物在原地直接分解污染物。这样可以节省大量疏浚费用,同时能减少疏浚带来的环境干扰。原位处理需要外加具有高效降解作用的微生物和营养物,有时还需外加电子受体或供氧剂。虽然经过纯培养,发现有些微生物能较大程度分解 PAH、PCBs 等有机物,但要制成在原位能活跃分解有机物的产品,目前的效果还不理想^[17]。

3.2 异位生物降解

对有机污染严重的疏浚污泥进行处理,首选的方法是生物降解。从简单的烃类到复杂的 PCBs、PAH 及联苯等,运用生物降解都有较多的报道。目前面临的问题是底泥中的有机物水溶性低,而普遍认为微生物只能利用液相中的有机物,而不能利用固相中的有机物,因而底泥中有机物生物可利用性低,降解速度慢。

3.2.1 提高生物活性

在现场治理中,影响生物活性的诸多因子往往较难控制,生物活性因此难以达到最大值。需要调整的环境因子主要为电子受体。Kraig 等人采用易生物降解的碳源如葡萄糖,外加硝酸盐或硫酸盐来制造一个脱氮和硫酸盐还原的条件,进行厌氧生化反应,结果表明,外加硫酸盐作电子受体能显著增加 PAH 的降解^[18]。

此外,还有研究表明运用植物和细菌共同组成的生态系统能有效地去除多环芳烃的污染,高等植物可提供微生物生长的碳源和能源,根系周围好氧菌数量多,水溶性差的芳香烃,如菲、蒽以及三氯乙烯在根系旁能被迅速降解。根周围渗出液的存在,能提高降解微生物的活性。

3.2.2 提高生物可利用性

底泥中的有机物主要存在于固相中,生物可利用性差,利用表面活性剂能提高其生物可利用性。表面活性剂能促进非水相中烃化物的生物降解。如加入 Triton X – 100 能增加菲的矿化速度和程度。Aronstein B. N. 等的研究表明,非离子表面活性剂能提高土壤中菲和联苯的降解程度。他们的研究还试图证明,低浓度的表面活性剂能促进污染位点疏水污染物的降解,却不会移动到地下水层引起新的污染^[19]。

3.3 基因工程菌的研制

能直接投入底泥使用的基因工程菌,目前还未见报道,但

在土壤试验中已取得了成功。Brazil G. M. 等人将多氯联苯降解基因转入假单孢菌中,使其变为能利用多氯联苯作为唯一碳源生长的菌株。现场实验表明,该遗传工程菌株在土壤中竞争生存良好,能长期在污染土壤中存在^[20]。Kim sang Yong 将混合的烃降解菌固定化,用于治理烃污染的土壤,也取得了良好的效果^[21]。

3.4 生物修复技术展望

底泥中逐渐积累的有机物,其毒害作用越来越强。很多 PAH、PCBs 对底栖和水生生物具有“三致”作用,许多地区均发现鱼类繁殖能力下降,生长畸形,部分珍稀鱼类灭绝,水生态系统受到严重威胁。生物降解是有机物的有效去除途径之一,底泥生物多样性显示,大部分有机物在底泥中均能缓慢降解,在毒物浓度高的地区,虽然一些微生物中毒死亡,但却有部分微生物仍旺盛生长,这种现象极大地鼓舞了生物修复技术的应用。

随着生物技术的发展,转基因手段的成熟,基因工程菌的大规模应用,利用微生物来修复污染有机物已大有希望。在今后较长的一段时间,微生物修复将与疏浚相结合,利用人工反应器来处理疏浚污泥,处理后的污泥再利用。还可以发展高等植物修复,利用高等植物对重金属和其他污染物的超积累能力,通过基因手段,培育出生物量大,生长快,耐恶劣环境的品种,将使高等植物修复取得较好效果。同时,高等植物可作为微生物原位修复的载体,一些高效降解菌制剂,包括输氧剂或替代电子受体和营养物,可以附着在深水植物上,对水体和底泥起净化作用。而且二者的联合作用可能会对污染物的降解起促进作用。

4 结语

底泥的修复技术中,物理修复虽然见效快,但工程巨大,要耗费大量的人力、物力、财力,且疏浚污泥处理也难以达标。要达到大面积大规模的治理,在目前经济比较落后的国家难以实现。

生物修复很有前景。虽然从目前的情况看,生物修复多半还停留在实验室阶段,但随着生物技术的发展,大规模大面积地利用植物、微生物来修复污染底泥,前景广阔。通过生物技术可以筛选驯化出对 PAH、PCBs 等具有较强降解能力的微生

物,并制成颗粒,或采用固定材料将其固定,投入底泥中对底泥中的有机物进行降解。或者改变底泥的环境条件,使之适于微生物强烈活动的需要。这种原位修复技术具有投资小、操作容易、不易产生二次污染等优点。

就我国而言,湖泊河流众多,且都受不同程度的污染^[22]。而我国成功修复底泥、水体的例子还不多见,象美国、荷兰、瑞典等花大量资金用于疏浚和污泥处理来修复底泥,在我国还不现实。大力发展生物修复技术,如高等植物对底泥中重金属的积累,特异微生物对有机物的分解等,对我国而言,则是一条切实可行的途径。

参考文献:

- [1] Blom G, Winkels H J. Modeling sediment accumulation and dispersion of contaminants in lake IJsselmeer (the Netherlands) [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, **37**(6-7): 17-24.
- [2] 曲久辉. 我国水体复合污染与控制[J]. 科学对社会的影响, 2000, 1: 36-40.
- [3] 马梅, 童中华等. 乐安江水和沉积物样品的生物毒性评估[J]. 环境化学, 1997, **16**(2): 167-171.
- [4] Stortelder, P. B. M. Management of contaminated sediment, an overview [J]. *European Water Pollution Control*, 1995, **5**(5): 8-15.
- [5] Finn Pedersen, Estelle Bjørnstad, Helle Vang Andersen, Jesper Kjølholt, Christian Poll. Characterization of sediments from Copenhagen harbor by use of biotests [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, **37**(6-7): 233-240.
- [6] Aad Fioole, Erik-Jan Houwing, Lambertus M. van der Heijdt. Surfis: a tool for designing and optimizing dredging schemes [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, **37**(6-7): 103-107.
- [7] Ma Hong, Jones Keith W, Stern Eric A. Scientific visualization and data modeling of scattered sediment contaminant data in New York/New Jersey estuaries [A]. In: Proceedings of the IEEE Visualization Conference [C], IEEE Comp Soc, Los Alamitos, USA, 1998: 467-470.
- [8] Shepsis Vladimir, Case Nancy L, Hartman Gregory L. LADS System, Inc. thermal remediation treatment for contaminated sediment [A]. In: International Conference on Dredging and Dredged Material Placement [C], ASCE, New York, USA. 1994: 66-75.
- [9] Muller I, Pluquet E. Immobilization of heavy metals in sediment dredged from a seaport by iron bearing materials [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, **37**(6-7): 379-386.
- [10] Seidel H, Ondruschka J, Morgenstern P, et al. Bioleaching of heavy metals from contaminated aquatic sediments using indigenous sulfur-oxidizing bacteria: A feasibility study [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, **37**(6-7): 387-394.
- [11] Rienks J. Comparison of results for chemical and thermal treatment of contaminated dredged sediments [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, **37**(6-7): 355-362.
- [12] Rulkens W H, Bruning H, van Hasselt H J, et al. Design of a solvent extraction process for PAH-contaminated sediments: The WAU-Acetone process [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, **37**(6-7): 411-418.
- [13] Stefess G. C. Monitoring of environmental effects and process performance during biological treatment of sediment from the Petroleum Harbour in Amsterdam [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, **37**(6-7): 395-402.
- [14] Azcue J M, Zeman A J, Alena Mudroch, Fernando Rosa, Tim Patterson. Assessment of sediment and porewater after one year of subaqueous capping of contaminated sediments in Hamilton Harbour, Canada [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, **37**(6-7): 323-329.
- [15] Palermo M R. Design considerations for in-situ capping of contaminated sediments [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, **37**(6-7): 315-321.
- [16] 林力, 杨惠芳. 生物整治技术进展 [J]. 环境科学, 1997, **18**(3): 67-71.
- [17] Marijke M A, Ferdinandy-van Vlerken. Chances for biological techniques in sediment remediation [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, **37**(6-7): 345-353.
- [18] Kraig Johnson, Sambhunath Ghosh. Feasibility of anaerobic biodegradation of PAHs in dredged river sediments [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, **38**(7): 41-48.
- [19] Aronstein B N, et al. Effect of a non-ionic surfactant added to the soil surface on the biodegradation of aromatic hydrocarbons within the soil [J]. *Appl Microb Biotechnol*, 1993, **39**(3): 386-390.
- [20] Brazil G M, et al. Construction of a rhizosphere pseudomonad with potential to degrade polychlorinated biphenyls and detection of bph gene expression in the rhizosphere [J]. *Appl Environ Microb*, 1995, **61**(5): 1946-1952.
- [21] Kim Sang Yong. Avail. Univ. Microfilms Int. Order No. DA From Diss Abstr Int, B 1995, **56**(2): 959.
- [22] 黄文钰, 吴延根, 舒金华. 中国主要湖泊水库的水环境问题与防治建议 [J]. 湖泊科学, 1998, **10**(3): 83-89.