

湿地沉积物污染风险评价及生物修复技术研究进展^{*}

吴明, 邵学新

(中国林业科学研究院 亚热带林业研究所, 国家林业局 杭州湾湿地生态系统定位研究站, 浙江 富阳 311400)

摘要:在简要介绍湿地沉积物的主要污染物和来源之后, 依据国内外近年来有关污染沉积物研究的相关成果, 阐述了潜在生态风险指数法、SEM/AVS 法和沉积物质量基准法等对沉积物中重金属/有机污染物进行的主要生态风险评价方法。回顾了污染沉积物的物理、化学和生物 3 大主要修复措施, 重点总结了生物修复技术中微生物修复、植物修复及植物-微生物联合修复方面的研究进展。最后提出了研究展望和思考, 旨在为河流湖库沉积物及水体环境的污染风险评价及污染修复提供科学依据。

关键词:沉积物; 风险评价; 生物修复

中图分类号: X524; X171.1

文献标识码: A

文章编号: 1002-3409(2008)06-0232-04

Progress of Ecological Risk Assessment and Bioremediation for Sediment Pollution in Wetland

WU Ming, SHAO Xuexin

(Research Institute of Subtropical Forestry, CAF, Wetland Ecosystem Research Station of Hangzhou Bay, State Forestry Administration, Fuyang, Zhejiang 311400, China)

Abstract: Based on the related studies at home and abroad in sediment, this paper introduced briefly the main pollutants and sources of sediment in wetland, and expatiated ecological risk assessment methods of sediment such as Hakanson Potential Ecological Risk Index (PERI), SEM/AVS, the Sediment Quality Guidelines (SQGs) and etc. The paper reviewed the main sediment remediation methods of physical, chemical, and bioremediation, and had paid special attention to the progress in the microbial, phytoremediation and phytomicrobial remediation of contaminated sediment. At last, the prospect and thoughts were put forward in order to offer scientific evidences for the risk assessment and bioremediation of polluted water and sediment.

Key words: sediment; ecological risk assessment; bioremediation

沉积物(或称底泥)污染,是一个世界范围内的环境问题。沉积物作为水生多相生境的重要组成部分,为大量底栖生物提供觅食、栖息和繁衍的场所,其污染物质可直接或间接对底栖生物或上覆水生物产生致毒致害作用,并通过生物富集、食物链放大等过程,进一步影响水生、陆地物种和人类。沉积物中的污染物主要有氮磷营养盐、重金属和其他有机污染物。除了水体自身水生生物残渣的沉积外,外源污染物主要通过大气沉降、废水排放、水土流失、雨水淋溶与冲刷进入水体,最后沉积到沉积物中并逐渐富集,使沉积物受到严重污染。在国外,莱茵河流域、美国的大湖地区、荷兰的阿姆斯特丹港口、德国的汉堡港等沉积物污染均十分严重^[1]。在国内,除了三大湖(滇池、巢湖和太湖)之外,其他江河、湖泊和近海等也都有沉积物受污染的报道^[24]。

受污染沉积物对生态环境以及人体健康的潜在生态风险已受到国内外相关部门和科研人员的高度重视。例如,美国

EPA 在 1998 年的调查报告中指出,美国已发生的 2 100 起鱼类消费问题,经多次证实污染来自沉积物^[1]。因此,自 19 世纪 60 年代以来,以美国为代表的世界各国相继开展了受污染沉积物综合整治及技术的研究。我国自 20 世纪 70 年代以来一直把富营养化作为水环境研究的重点,对主要营养物质来源、过程、影响因素及水体的生态修复技术开展了较多研究。随着研究的不断深入,沉积物污染控制技术也日益得到关注。对受污染沉积物进行生态风险评价具有非常重要的意义,可以鉴别出需要引起关注的水体沉积物区域,并最终为开展污染沉积物的修复工作提供基础。鉴于此,本文对湿地沉积物的风险评价方法及修复技术研究进展作一阐述。

1 污染沉积物的生态风险评价方法

对污染沉积物的生态风险评价一直是倍受关注的焦点。美国于 20 世纪 70 年代开始生态风险评价工作的研究,

^{*} 收稿日期: 20070727

基金项目: 国家/十一五科技支撑项目专题(2006BAD03A1904); 中国林科院亚热带林业研究所基本科研业务费专项(RISF6805); 浙江省-中国林科院合作项目(2005SY009)

作者简介: 吴明(1969-),男,浙江嵊州人,副研究员,主要研究方向为湿地生态学。E2mail: hangzhoubay@126.com

USEPA 1992 年对生态风险评价 (Ecological Risk Assessment, 简称 ERA) 的定义是: 评估由于一种或多种外界因素导致可能发生或正在发生的不利生态影响的过程^[5]。我国的风险评价工作起步则较晚。迄今国内外并没有统一的评价方法或沉积物质量基准 (SQGs)。目前使用较多的主要有: 潜在生态风险指数法、SEM/ AVS 法, 以及应用沉积物质量基准对重金属/ 有机污染物的风险评价等。

Hakanson 提出的潜在生态风险指数法^[6]是沉积物质量评价中应用较为广泛的方法之一。它不仅反映了某一特定环境下沉积物中各污染物对环境的影响, 反映了环境中多种污染物的综合效应, 而且用定量方法划分出了潜在生态风险程度, 该方法通常结合其他评价方法作为补充。如马德毅和王菊英^[4]采用单因子/ 综合因子指数法和 Hakanson 生态风险指数法, 通过分析长江口、珠江口、鸭绿江口和辽河口沉积物中典型污染要素 PCBs, Hg, Cd, Pb 和 As 的含量, 评价了中国主要河口沉积物污染及潜在生态风险。由于生态风险评价在受体、暴露途径分析等方面的复杂性, 研究者更加关注污染物的生物可利用性在其中的使用, 希望通过对生物可利用部分的探讨, 更为简单地表征对生态的影响。因而, 生物可利用研究是生态风险评价的重要手段和表达方式^[7]。近年来, 沉积物固相中酸可挥发性硫化物 (AVS) 对金属生物有效性的作用日益受到重视^[8,9]。AVS 含量与其酸化测定过程中同步可提取金属 (SEM) 浓度的比值 (SEM/ AVS) 与沉积物中金属的迁移性和生物有效性之间存在密切关系, 可用以定量反映沉积物中金属的潜在生物效应: 当 SEM/ AVS < 1 时, 一般不会对底栖生物产生毒性; 当 SEM/ AVS > 1 时, 潜在的生物毒性作用不可忽视^[10,11]。但诸多学者的研究也发现了很多不支持的案例。该值可能会夸大估计或对生物可利用性估计不足^[12]。

应用沉积物质量基准法可以快速预测污染沉积物的生物毒性, 以鉴别出需要引起关注的水体沉积物区域, 这在生态风险评价的问题形成阶段显得尤为重要^[13]。沉积物质量基准是总体环境质量基准的重要环节, 既可以弥补水质基准的不足, 又是污染沉积物长期目标管理及资源开发利用的基础, 主要用于区域环境质量的风险评估^[14]。由于缺乏毒性实验数据, 一般应用基于生物效应数据库的沉积物质量基准对重金属、PCBs 和一些 PAHs 类化合物的毒性做出判断^[15,16], 生物效应数据库法是目前国际上最被广泛接受的制定水体沉积物重金属质量基准的方法^[12,19]。

加拿大^[20]、美国^[17, 20, 22]、中国香港^[18]等国家和地区的研究者利用生物效应数据库法建立了生物响应型沉积物重金属质量基准。如 Long 等^[21, 22]研究了北美海岸、河口沉积物有机污染物后, 积累了大量的数据, 确定了风险评估低值 ERL (effects range low) 和风险评估中值 ERM (effects range median) 来指示沉积物的风险程度。若沉积物中污染物含量小于 ERL, 则极少产生负面效应 (生物效应几率 < 10%), 若沉积物中污染物含量介于两者之间, 则偶尔发生负面生态效应 (生物效应几率介于 10% ~ 50%), 若沉积物中污染物含量大于 ERM, 则经常发生负面生态效应 (生物效应几率 > 50%)。Ingersoll^[23]应用于淡水沉积物的污染风险

评估, 吻合程度较好。目前, 国内主要以参考这些标准进行风险评价为主, 如邢颖等 (2006)^[3]引用加拿大环境委员会制订的沉积物环境质量基准对中国水域沉积物中多氯联苯的污染进行了初步的风险评价。袁旭音等^[24]使用 Long 等^[21, 22]方法对太湖沉积物的有机氯农药进行评估, 结果发现没有样品的值大于 ERM, 而且大部分都小于 ERL, 其中 DDD 仅 1 个样高于 ERL, 表明太湖沉积物中农药总体的生态风险较低。范文宏等^[13]运用 2 套由生物效应数据库法导出的沉积物质量基准 (ERL/ERM 和 TEL/PEL) 评价了锦州湾沉积物中重金属的生物毒性风险。结果表明, Cd, Zn, Pb 和 Cu 四种重金属在锦州湾部分海域生物毒性风险突出, Cr 和 Ni 未表现出生态危害性。运用该方法能够迅速辨别具有潜在生物毒性风险的重金属和污染区域。

2 污染沉积物的生物修复技术

2.1 沉积物修复技术

污染沉积物的修复技术根据作用机理不同, 可分为物理修复、化学修复和生物修复 3 大类技术方法。

物理修复主要是沉积物的物理覆盖或者沉积物疏浚^[25]。覆盖是将清洁的沙、沉积物、砾石或人造地基材料等覆盖于污染沉积物上面, 使污染沉积物与水体隔离, 从而防止沉积物污染物向上覆水体迁移的原位固定技术。疏浚是通过挖除表层的污染沉积物, 减少沉积物污染物释放。总的来看物理修复虽然见效快, 但是工程量大, 耗财耗力, 而且通过物理修复难以使沉积物达到要求的标准, 不是最理想的沉积物修复方法^[26]。

沉积物化学修复主要是在已污染的沉积物表层加入化学试剂, 如通过投放含氧量高的化合物补充底层水体和沉积物中有机物分解所需的氧, 减少 H₂S、NH₃ 等厌氧代谢产物的生成^[24]; 或投加化学试剂固定水体和沉积物中的营养盐 (主要是磷), 并在沉积物表面形成覆盖层, 阻止沉积物向水体释放营养物。这种方法的最大缺陷是对水生生态系统存在潜在的威胁, 因此, 一般只用于应急措施。此外, 由于需要投加化学品, 化学修复的方法公众可能难以接受^[25]。

生物修复 (bioremediation) 是利用生物的生命代谢活动减少存在于环境中有毒有害物质的浓度或使其完全无害化, 从而使污染了的环境能够部分或者完全恢复到原始状态的过程^[27]。从最初的应用于治理石油、有机溶剂、多环芳烃、农药之类的有机污染, 到应用于地下水、土壤和沉积物等环境的污染治理上, 生物修复的领域逐渐扩大^[28]。随着生物修复技术的飞速发展, 与物理和化学修复方法相比, 生物修复具有无可比拟的优点, 如节省费用、不破坏原有生态、去污效率高等, 因此在生物修复技术开始应用的短短 30 年历史中就得到快速发展^[29]。

2.2 生物修复技术研究进展

沉积物生物修复可以分为原位生物修复和异位生物修复。异位生物修复需要将受污染的沉积物搬运到其他场所再进行集中的生物修复, 成本高昂。在这里主要介绍原位生物修复, 它又可分为微生物修复、植物修复以及不同生物联合修复等多种方法。

2.2.1 微生物修复

微生物修复的大规模应用是以海洋溢油的治理为开端,随后应用于土壤、沉积物中的有机污染物修复。微生物主要通过氧化作用、还原作用、水解作用等对有机物进行分解。微生物通过其分泌的胞外酶降解有机物;或将有机污染物吸收到细胞内,由胞内酶降解。通常一种菌或酶只能降解一种有机物^[29]。对有机污染物的沉积物,让微生物在原地直接分解是比较理想的办法。虽然经过纯培养,发现有些微生物能较大程度分解 PAHs、PCBs 等有机物,但要制成在原地能活跃分解有机物的产品,目前的效果还不理想^[30]。要想使微生物的活性达到最大值,一般需要外加具有高效降解作用的微生物和营养物,有时还需要外加电子受体或供氧剂。这是由于环境条件对微生物修复效果的影响较大。

微生物修复通常与有机污染环境的治理有密切的关系且研究较多,但资料表明使用微生物系统治理沉积物的无机污染的研究与实践正在日益增长。沉积物中的这些无机污染物主要包括有机质、氮磷营养盐和重金属等。冯奇秀等^[31]用沉积物生物氧化复合制剂和土著微生物培养液原位处理广州市朝阳涌,获得了很好的治理效果,使沉积物总有机碳大幅度降低,沉积物对上覆水体的净化能力明显增强。蔡惠凤等^[32]在实验室模拟条件下,研究了复合微生物、微生物合酶菌液等不同措施对养殖池塘污染沉积物营养盐的修复效果。采用微生物修复重金属污染基于两方面的原理,即生物氧化还原和生物吸附^[33]。生物氧化还原是利用微生物改变重金属的氧化还原状态,进而降低或消除重金属的毒性。生物吸附的脱毒原理则是利用重金属能够与微生物体、微生物产物形成稳定螯合物或晶体的特性,使重金属减少或失去毒性^[34]。微生物对重金属污染物的潜在修复能力国内外已有不少论述和研究^[35238]。

2.2.2 植物修复

植物修复已成为修复沉积物污染的一种很理想的措施。植物主要通过直接吸收和降解、生物酶的作用或根际的生物降解方式去除有机污染物或降低重金属等污染物的生态活性。植物利用专性植物根系吸收一种或几种有毒重金属,并将其转移,存储在植物的茎叶,然后收割茎叶再处理。近年来,人们利用恢复湖泊水生高等植物的方法能够快速吸收水体和沉积物中的营养盐。童昌华等^[39]对杭州市西湖沉积物作了模拟实验,用沉水植物狐尾藻和漂浮植物凤眼莲同时对沉积物作不同处理,结果表明狐尾藻比凤眼莲能更好地抑制沉积物中总氮、磷的释放,更有效地抑制藻的生长;陈愚等^[40]对京密运河白石桥运河段的多种沉水植物进行研究,结果表明沉水植物红线草对有毒重金属镉有较强的抗性,可以吸附或直接吸收镉,以减少沉积物中的重金属含量和毒性;滑丽萍等^[27]对比了典型大型水生植物的污染物去除能力后发现,某些漂浮、挺水和沉水植物对水体及沉积物中 TN、TP、重金属及部分有机物有去除能力。对不同植物的修复研究表明,沉水植物因其与沉积物直接接触,不仅吸收从沉积物中释放到水中的污染物,还可以直接吸收沉积物中的污染物,因而可以更好的去除沉积物中的污染物;挺水植

物主要对沉积物进行异地修复;而漂浮植物则主要清除水体中的污染物。对此,朱斌等^[41]就利用水生植物净化水体和修复沉积物的研究进展有较为详细的综述,并且列举了各种水生植物在相关报道中的研究频度。

2.2.3 植物-微生物联合修复

植物-微生物联合修复充分利用了植物-微生物共生体系的协同作用机制,具有成本低、能同时清除水环境和沉积物中多种持久性有毒污染物、不破坏生态环境和无二次污染等特点。加之植物-微生物联合修复体系在原地修复时的环境友好性,将成为生物修复技术研究的发展方向。它是利用植物的根系为微生物提供旺盛的最佳生长繁殖场所,如植物生长过程中根际可以释放出氧、酶等物质,有助于微生物降解沉积物中的污染物,而微生物对污染物的强化降解给植物创造了更优化的生长空间。近年来,根际细菌及菌根真菌在协同植物修复污染环境中的作用引起较大的关注^[4243]。如蔺昕等^[44]综述了根际微生物、根分泌物以及菌根在植物-微生物联合修复石油污染土壤中对污染物降解的影响。总体而言,植物-微生物联合修复技术目前较多出现在土壤修复研究中,而在沉积物修复治理中的研究仍少见报道。

3 问题与展望

(1)对沉积物的污染风险进行评估是后续的治理、修复工程的重要基础,也是进行环境保护和管理的需要。然而,由于缺乏统一适用的评价方法,我国的污染风险评价主要以参考国外的沉积物质量基准为主,这些标准在国内的适用性尚有待确认。因此,对国外不同沉积物质量基准的建立方法进行比较,探讨其存在的差异及原因。同时,加强我国沉积物污染的化学、生物调查和毒性测定以及生物可利用性表征方法的研究,建立沉积物污染的化学和生物效应数据库,从而为尽快建立我国沉积物的环境质量基准、开展污染沉积物生态风险评价服务。

(2)全球范围内的相关研究与实践正在不断地推动着生物修复理论和技术应用的快速发展,生物技术已成为环境保护领域技术发展的重要生长点。然而,生物修复技术毕竟才发展 30 多年,还有不成熟之处,而且由于生物本身的生理特性,使生物修复技术尚具有一定的局限性。相对水体、土壤污染的生物修复而言,沉积物的修复更为复杂,研究的也相对要少。因此,一些污染机理仍然不甚清楚。

生物修复是一个跨学科领域,需要植物学、土壤学、微生物学、生态学等方面专家的通力合作。生物修复技术本身又是一项复杂的系统工程,要使生物修复技术成功并广泛地应用,需要深入研究生物修复的机理和技术应用,如发挥大型水生植物尤其是沉水植物在沉积物修复中的作用;加强植物-微生物联合修复技术的研究;解决生物修复研究的技术转换难题等。我国湖泊河流众多,且都受不同程度的污染。随着我国综合国力的增强、对污染物治理要求的提高以及治理手段的改进,今后几十年内,我国生物修复技术将会有质的发展,生物修复技术必将具有广阔的应用前景。

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): 1224.
- [2] 文军, 骆东奇, 罗献宝, 等. 千岛湖底泥重金属污染的生态风险评价[J]. *水土保持研究*, 2006, 13(1): 1214.
- [3] 邢颖, 吕永龙, 刘文彬, 等. 中国部分水域沉积物中多氯联苯污染物的空间分布、污染评价及影响因素分析[J]. *环境科学*, 2006, 27(2): 228234.
- [4] 马德毅, 王菊英. 中国主要河口沉积物污染及潜在生态风险评价[J]. *中国环境科学*, 2003, 23(5): 521525.
- [5] U. S. EPA. Framework for Ecological Risk Assessment [R]. EPA/630/R-92/001, 1992.
- [6] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach [J]. *Water Research*, 1980, 14(8): 9721001.
- [7] 崔艳芳, 滕彦国, 刘晶, 等. 土壤/沉积物生态风险评价方法技术研究进展[J]. *干旱环境监测*, 2007, 21(1): 3641.
- [8] Ankley G T, Mattson V R, Long E R, et al. Predicting the acute toxicity of copper in freshwater sediments: evaluation of the role of acid-volatile sulfide [J]. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1993, 12(2): 3152320.
- [9] Hare L, Carignan R, Huerta-Diaz M A. A field study of metal toxicity and accumulation by benthic invertebrates; implication for the acid-volatile sulfide (AVS) model [J]. *Limnol. Oceanogr.*, 1994, 39(7): 16521668.
- [10] Allen H E, Fu G M, Deng B L. Analysis of acid-volatile sulfide (AVS) and simultaneously extracted metals (SEM) for the estimation of potential toxicity in aquatic sediments [J]. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1993, 12(8): 14421453.
- [11] Besser J M, Ingersoll C G, Giesy J P. Effects of spatial and temporal variation of acid-volatile sulfide on the bioavailability of copper and zinc in freshwater sediments [J]. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1996, 15(3): 286293.
- [12] NFESC. Guide for incorporating bioavailability adjustments into human health and ecological risk assessments at U. S. Navy and Marine Corps Facilities. Part I: Overview of Metals Bioavailability [R]. NFESC Users Guide UG-20410ENV, 2000.
- [13] 范文宏, 张博, 陈静生, 等. 锦州湾沉积物中重金属污染的潜在生物毒性风险评价[J]. *环境科学学报*, 2006, 26(6): 100021005.
- [14] 陶澍, 骆永明, 曹军, 等. 水生与陆生生态系统中微量金属的形态与生物有效性[M]. 北京: 科学出版社, 2006.
- [15] Chapman P M, Mann G S. Sediment quality values (SQVs) and ecological risk assessment (ERA) [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 1999, 38(5): 3392344.
- [16] Hakan P, Duran K, Savas A, et al. Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of Izmit Bay (Northeastern Marmara Sea) Turkey [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2004, 48(9/10): 9462953.
- [17] Donald D M, Carr R S, Calder F D, et al. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters [J]. *Ecotoxicology*, 1996, 32(5): 2532278.
- [18] Peter M C, Patrick J A, Gary A V, et al. Development of sediment quality values for Hong Kong Special Administrative Region: a possible model for other jurisdictions [J]. *Marine Pollution Bulletin*. 1999, 38(3): 1612169.
- [19] 王立新, 陈静生, 刘华民, 等. 应用生物效应数据库法建立沉积物重金属质量基准的初步研究: 以渤海锦州湾海洋沉积物为例 [J]. *内蒙古大学学报: 自然科学版*, 2004, 35(4): 462472.
- [20] National Guidelines and Standards Office, Environment Canada (NGSO). Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life [EB/OL]. Ottawa, Ontario, Canada, <http://www.ec.gc.ca>, 200320210.
- [21] Long E R, Macdonald D D, Smith S L, et al. Incidence of adverse biological effects with ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments [J]. *Environmental Management*, 1995, 19(1): 81297.
- [22] Long E R, Field L J, MacDonald D D. Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1998, 17(4): 7142727.
- [23] Ingersoll C G, Haverland P S, Brunson E L, et al. Calculation and evaluation of sediment effect concentrations for the amphipod *Hyalella azteca* and the midge *Chironomus riparius* [J]. *J. Great Lakes Res.*, 1996, 22(3): 6022623.
- [24] 袁旭音, 王禹, 陈骏, 等. 太湖沉积物中有机氯农药的残留特征及风险评价[J]. *环境科学*, 2003, 24(1): 1212125.
- [25] 孙傅, 曾思育, 陈吉宁. 富营养化湖泊底泥污染控制技术评估[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2003, 4(8): 6264.
- [26] 陈华林, 陈英旭. 污染底泥修复技术进展[J]. *农业环境保护*, 2002, 21(2): 172182.
- [27] 滑丽萍, 郝红, 李贵宝, 等. 河湖底泥的生物修复研究进展[J]. *中国水利水电科学研究院学报*, 2005, 3(2): 1242129.

(下转第240页)

5. 27%。经产量构成因素分析可知苗期、拔节期和鼓粒成熟期重度缺水可使蚕豆百粒重显著降低,所以苗期、拔节期和鼓粒成熟期不可严重缺水,而相应的轻度缺水处理百粒重较对照分别增加 2. 7%, 4. 3% 和 5. 1%。虽然苗期重度缺水处理 MH- 50 使分支数及单株粒数较对照增加 4. 3% 和 10. 5%,但由于缺水使其单粒较小,所以其单株粒重和百粒重也较对照小。综上说明:在蚕豆实际生产中应采取苗期轻度缺水,其余阶段为充分灌溉,或拔节期轻度缺水,其余阶段为充分供水两种试验处理均可达到节水、高产之目的。

参考文献:

[1] 康绍忠,蔡焕杰. 作物根系分区交替灌溉和调亏灌溉的理论与实践[M]. 北京:中国农业出版社,2002: 123-195.

[2] 王和洲,张晓萍. 调亏灌溉条件下的作物水分生态生理研究进展[J]. 灌溉排水,2001, 20(4): 73-75.

[3] 郑卓杰,宗绪晓,刘芳玉. 食品豆类栽培技术问答[M]. 北京:中国农业出版社,1998: 30-31.

[4] 李晓玲,张芮,丁林. 地面灌溉条件下蚕豆的水分生产函数与灌溉定额的确定[J]. 甘肃农业大学学报,2006, 41(4): 92-94.

[5] 丁林,成自勇,赵元忠,等. 调亏灌溉对蚕豆需水规律及

水分利用效率的影响[J]. 节水灌溉,2007(5): 22-29.

[6] 丁林,成自勇,郭松年,等. 调亏灌溉对蚕豆产量和水分利用效率的影响[J]. 甘肃农业大学学报,2007, 42(4): 123-126.

[7] 鲍思伟,陈彤. 水分胁迫对蚕豆生长的影响[J]. 台州师专学报,2001, 23(3): 59-61.

[8] 党志强. 河西走廊苜蓿耗水量与耗水规律的初步研究[D]. 兰州:甘肃农业大学,2004: 21-23.

[9] 李守谦,兰念军. 干旱地区农作物需水量及节水灌溉研究[M]. 兰州:甘肃科学技术出版社,1993.

[10] Rawson H M, Turner N C. Irrigation timing and sunflower flowers [J]. Irrig. Sci., 1983, 4: 162-175.

[11] Turner N C. Plant water relations and irrigation management [J]. Agri. Water Manag., 1990, 17: 59-75.

[12] Blankman P G, Davies W J. Root to shoot communication in maize plant of the effects of soil drying [J]. J. Exp. Bot., 1985, 36: 39-48.

[13] 孟兆江,刘安能,庞鸿宾,等. 夏玉米调亏灌溉的生理机制与指标研究[J]. 农业工程学报,1998, 14(4): 88-92.

[14] Turner N C, Begg L E. Plant water relationship and adaptation to stress [J]. Plant and Soil, 1981, 58: 92-131.

(上接第 235 页)

[28] 沈德中. 污染环境的生物修复[M]. 北京:化学工业出版社,2002.

[29] 吴伟,余晓丽,李咏梅. 不同种属的微生物对养殖水体中有机物质的生物降解[J]. 湛江海洋大学学报:自然科学版,2001, 21(3): 67-70.

[30] Ferdinand van Vlerken M M A. Chances for biological techniques in sediment remediation [J]. Wat Sci Tech, 1998, 37(6/7): 345-353.

[31] 冯奇秀,谢骏,刘军. 底泥生物氧化与城市黑臭河涌治理[J]. 水利渔业,2003, 23(6): 42-44.

[32] 蔡惠风,陆开宏,金春华,等. 养殖池塘污染底泥生物修复的室内比较实验[J]. 中国水产科学,2006, 13(1): 140-145.

[33] Derek R L, John D C. Bioremediation of metal contamination [J]. Current Opinion in Biotechnology, 1997, 8(3): 285-289.

[34] 籍国东,倪晋仁,孙铁珩. 持久性有毒物污染底泥修复技术进展[J]. 生态学杂志,2004, 23(4): 110-121.

[35] 叶祁,张传伦. 对重金属和辐射污染的土壤和地下水的微生物修复[J]. 高校地质学报,2005, 11(2): 199-206.

[36] White C, Sayer J A, Gadd G M. Microbial solubilization and immobilization of toxic metals: key biogeochemical processes for treatment of contamination

[J]. FEMS Microbiology Reviews, 1997, 20(3/4): 503-516.

[37] Marc Valls, Victor de Lorenzo. Exploiting the genetic and biochemical capacities of bacteria for the remediation of heavy metal pollution [J]. FEMS Microbiology Reviews, 2002, 26(4): 327-338.

[38] Gadd G M. Microbial influence on metal mobility and application for bioremediation [J]. Geoderma, 2004, 122(2/4): 109-119.

[39] 童昌华,杨肖娥,濮培民. 水生植物控制湖泊底泥营养盐释放的效果与机理[J]. 农业环境科学学报,2003, 22(6): 673-676.

[40] 陈愚,任长久,蔡晓明. 镉对沉水植物硝酸还原酶和超氧化物歧化酶活性的影响[J]. 环境科学学报,1998, 18(3): 313-317.

[41] 朱斌,陈飞星,陈增奇. 利用水生植物净化富营养化水体的研究进展[J]. 上海环境科学,2002, 21(9): 564-576.

[42] 周宝利,陈玉成. 植物修复的促进措施及根际微生物的作用[J]. 环境保护科学,2006, 32(3): 39-42.

[43] 王发园,林先贵. 丛枝菌根在植物修复重金属污染土壤中的作用[J]. 生态学报,2007, 27(2): 793-801.

[44] 蔺昕,李培军,台培东,等. 石油污染土壤植物-微生物修复研究进展[J]. 生态学杂志,2006, 25(1): 93-100.