

排污河道原位植物修复技术研究进展

王如刚,唐景春,王 敏

(南开大学环境科学与工程学院/环境污染过程与基准教育部重点实验室,天津 300071)

摘 要:随着全球工业化和城市化的迅速发展,城市排污河道的污染状况日益严重,采用原位植物修复技术进行治理既简单经济,又环保美观,且可操作性强,前景十分广阔。为了给今后河道修复工作的展开提供参考,从排污河的污染物入手,分析了影响植物修复的各种因素,并结合一些典型案例综述了国内外采用原位植物修复技术治理排污河流的研究进展。

关键词:排污河道;原位;植物修复;污染

中图分类号:X53 文献标识码:A 文章编号:1672-2043(2010)增刊-0278-07

Research Progress on In-situ Phytoremediation Technology for Drainage Rivers

WANG Ru-gang, TANG Jing-chun, WANG Min

(College of Environmental Science and Engineering, Nankai University/Key Laboratory of Pollution Processes and Environmental Criteria, Ministry of Education, Tianjin 300071, China)

Abstract: With the rapid development of industrialization and urbanization in the world, the pollution of drainage rivers in cities is getting worse. The application of in-situ phytoremediation technology to restore rivers is simple, economical, environment-friendly, aesthetic, easy to practice and has a wide foreground. Aiming at the main pollutants in drainage rivers, the factors influencing on phytoremediation was studied. The research progress on in-situ phytoremediation technology for drainage rivers in China and abroad was summarized with some typical examples to provide some references for future works.

Keywords: drainage rivers; in-situ; phytoremediation; pollution

排污河道受到重金属、有机物和营养元素等的多重污染,已成为世界性的环境问题^[1-5]。排污河污染会造成排污河内动植物数量及种类锐减甚至部分灭绝,河道两旁的植被及树木的生长受到抑制,而且通过挥发、污染地下水和粮食作物、生物放大等途径危害人类健康。因此,对排污河道的治理应给予足够的重视。

河道的原位治理是利用河流自身的河道空间布设水体净化设施,在河水自然的推流作用下,水流逐步经过净化设施,达到使受污染河水净化目的。目前已推广应用的主要技术包括河道曝气技术、生物膜技

术、生物修复技术以及新型的组合技术,这些工艺都具有简易、有效、绿色环保等特点^[6]。其中植物修复技术是以植物忍耐和超量积累某种或某些化学元素的理论为基础,直接利用有生命的绿色植物及与其共存微生物体系清除或降低环境污染物浓度的一项新兴技术^[7]。大量研究表明,植物不仅可去除环境中的有机污染物,还可去除环境中的重金属和放射性元素,特别是植物修复兼具景观效果,对排污河道污染治理的同时,可以美化环境。鉴于排污河道植物修复技术的广泛应用前景,本文综述近年来国内外学者对排污河流原位植物修复研究的主要成果,为今后的河道修复工作提供一些有价值的参考。

1 排污河道的主要污染物

城市河道污染的主要特征^[8]可以概括为:

(1) 污染物类型多样,主要包括各种有机物、重金属、酸碱、病毒细菌等。

收稿日期:2009-09-11

基金项目:天津市科技创新专项资金项目(08FDZSF03402);天津市应用基础及前沿技术研究计划(09JCYBJC08800);中国科学院知识创新工程项目(kzcx1-yw-06-03)

作者简介:王如刚(1986—),男,河北东光人,在读硕士,主要从事生态修复方面的研究。E-mail: wangrg5@mail.nankai.edu.cn

通讯作者:唐景春 E-mail: tangjc@nankai.edu.cn

(2)污染源密度大,且具有一定变化,形成与河系相应的网络状面污染^[9]。

(3)受污染的生态系统复杂,不仅包括河流自身的各种浮游和底栖生物,还包括河道周围的生物以及人类,是一个自然生态系统和人类生态系统的交叉带。

需要指出的是,各种污染物包括 PAHs、矿物油化合物、重金属镉、铜、铬、铅、汞、镍、锌、砷等的混合物、PCBs、有机氯杀虫剂和有机磷杀虫剂等通过废水排放、大气沉降等方式进入水体,经过吸附、络合、沉淀等方式进入底泥,并与水相保持一定的动态平衡。当环境条件改变时,底泥中的污染物又会释放到水体中,造成二次污染。另外,污染物还可以通过食物链途径进入人体,对人体健康造成极大的威胁^[10]。

1.1 重金属

重金属指比重(密度)大于4或5的金属,约有45种。尽管锰、铜、锌等重金属是生命活动所需要的微量元素,但是大部分重金属如汞、镉、铅、铬以及类金属砷等生物毒性显著的重元素并非生命活动所必需,而且所有重金属超过一定浓度都对人体有毒。随废水排出的重金属,即使浓度小,也可在藻类和底泥中积累,被鱼和贝的体表吸附,产生生物放大,从而造成危害。河道中的重金属与不同载体相结合,以多种形态存在,大致有可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机物结合态和金属残片等,不同形态的重金属具有不同的生物有效性^[11]。如日本的水俣病,就是因为烧碱制造工业排放的废水中含有汞,在经生物作用变成有机汞后造成的;又如痛痛病,是由炼锌工业和镉电镀工业所排放的废水中的镉经生物富集作用所致。

1.2 有机物

持久性有机污染物(Persistent Organic Pollutants, 简称 POPs)是一类具有毒性、持久性、生物蓄积性和半挥发性,且能在大气环境中长距离迁移并沉积回地表环境,对人类健康和环境造成严重危害的有机污染物^[12],如日常应用中的滴滴涕、灭蚁灵等有机氯农药、多环芳烃(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, 简称 PAHs)和多氯联苯(Polychlorinated Biphenyls, 简称 PCBs)等有机物。其中 PAHs 存在于煤和石油的燃烧、以及炼油厂、煤焦油加工厂和沥青加工厂等排出的废气和废水中^[13]。PCBs 则被用于变压器、电容器、热交换器、水力系统、无碳复印纸、工业用油、油漆、添加剂、塑料、阻燃剂等。由于疏水性强、难降解,

在河道中大量积累,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^[14]。河流中的抗生素主要来自未处理的养殖场污水和医院废水,其浓度已经超过饮用水标准^[15]。抗生素的直接危害虽然不大,但其对人类健康的间接影响却不容忽视。

1.3 营养元素

富营养化是指水流缓慢和更新期长的地表水中,由于接纳大量的生物所需要的氮、磷等营养物引起藻类等浮游生物迅速繁殖,最终可能导致鱼类和其他生物大量死亡的水体污染现象。一般认为水中无机氮和总磷含量分别高出0.2和0.02 mg·L⁻¹时已处于富营养化状态。另外,水体中过多的氮、磷等营养元素会沉积到底泥中,与水体保持动态平衡,当水体污染源得到一定控制后,底泥会释放氮、磷,严重时也会使水体发生富营养化。

富营养化水体被普遍认为是劣质水体,其危害主要表现在几个方面:破坏水体生态环境,危害动植物正常生长;恶化水体感官性状,降低水体美学价值;影响水资源、生物资源和旅游资源的开发和利用,水体经济价值下降^[8]。

2 植物修复的原理及影响因素

2.1 植物修复的原理

水生植物修复技术是利用水生高等植物生长迅速,在生长期可有效吸收并富集水中的营养盐,起着营养泵或营养库的作用,通过合理构建并维持水生植物生物量,可转移出氮磷等营养盐,保持水体净化能力^[16],还可以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、重金属^[17-18]。水生植物上附生的藻类在净化水质上也有一定的作用。吴振斌等^[19]利用富营养浅水湖泊——武汉东湖中所建立的大型实验围隔系统,使沉水植物的水质净化作用得到现场验证,重建后的沉水植物可以明显改善富营养化水质,使水体透明度显著提高,色度降低,COD_{Cr}由40 mg·L⁻¹降至20 mg·L⁻¹左右,BOD₅由10 mg·L⁻¹降至5 mg·L⁻¹左右。浮水植物耐污强,对水质有很好的净化作用,大多浮水植物还有较强的观赏性,滇池治理工程中所修建的风眼莲景观区,在发挥水质净化功能的同时,还实现了旅游观赏功能。

2.2 影响植物修复效果的若干因素

2.2.1 植物种类

作为植物修复的主体,植物种类起着至关重要的作用。不同种类的植物耐污和去污的能力可能会差异较大,因此科学合理的选择植物种类就成为修复成功的关键。某些典型的漂浮、挺水和沉水植物对底泥中总氮、总磷、重金属以及部分有机物去除能力比较高。陈愚等^[20]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,以减少底泥中的重金属含量和毒性。王卫红等^[21]的研究表明,沉水植被可以显著改善河道水质,并通过吸收作用减少底泥对再生水中营养盐的富集,据此建议将耐盐沉水植物川蔓藻和篦齿眼子菜作为修复沿海盐河流水质的先锋植物。Mishra 等^[22]发现水葫芦对重金属铬和锌有很强的积累作用,Huilong Xia 等^[23]研究了水葫芦对水中含磷杀虫剂乙硫磷(ethion)的降解效果。Gupta 等^[24]研究了5种天然植物牛角瓜(*Calotropis procera*)、决明子(*Cassia tora*)、藜(*Chenopodium album*)、苋(*Sida cardifolia*)和见霜黄(*Blumea lacera*)在排污河中的降解和修复作用,发现对重金属的积累效果各不相同。Adler 等^[25]研究用莴苣(*Lactuca sativa* L. cv. *Ostinata*)结合产物运输系统(Conveyor Production System, 简称CPS)对营养元素磷的去除,发现效果很好。

2.2.2 污染物类型

河道是植物修复的对象,同时也是植物生长的现实环境。修复的前提是植物必须能生长,因此河道的污染状况不能超过植物的耐污限,包括河水pH值、有毒重金属和有机物含量必须控制在允许植物存活的范围。这就需要在修复前展开现场调研,准确掌握河道的污染情况,通过全面分析植物和污染物的相互作用来选择植物,确定修复方案。例如在富营养化河流修复中,设置水生植物修复工程往往比微生物修复有效,原因是磷本身不能转化为气体消失,也不能永久性的固定于底泥中。又如植物对环境pH值比较敏感,pH值的变化会对植物降解污染物的速率和活性产生很大影响。河流的pH对于大多数植物都是合适的,一般不需要进行调节,只有在特定地区才需要对环境的pH进行调节^[26]。而King 等^[27]研究表明底泥氧化会降低pH值,增强重金属的迁移率和毒性,从而影响植物修复效果。Smith 等^[28]研究证明底泥中的PAHs对植物的降解作用也有影响。

2.2.3 营养元素

植物生长的营养元素有16种,即氮、磷、钾、硫、

钙、镁、碳、氢、氧、硼、铁、钼、铜、锌、锰、氯,尽管还有一些对作物有益的元素,但是并非作物所必需。在16种营养元素中除碳、氢、氧是从空气中吸收,其余均不同程度地需要通过施肥来满足作物正常生长的需要,其中氮、磷、钾为大量元素,是动植物生长必需的大量元素,参与植物体的构成,是植物体的结构物质或生活物质的构成部分;参加植物体内各种生理功能的活化剂—酶和辅酶的组成,或存在于维生素、生长素中,从而促进植物体内新陈代谢作用。农业上施肥主要为了满足植物对三要素的需要,而硫、钙、镁为中量元素,其余为微量元素,此外还有一些有益元素肥料如含硅肥料等。虽然植物对这些元素的需要量相差很大,但对植物的生长发育所起的作用同等重要,且不能相互替代。Mahujcharyawong 等^[29]研究了水葫芦(*Eichhornia crassipes*)对营养物的去除效果,并建立了收割模式。Ghaly 等^[30]选用了紫花苜蓿(*alfalfa*)、白三叶草(*white clover*)、燕麦(*oat*)、冬黑麦(*fall rye*)、大麦(*barley*)等5种植物发芽幼苗去除废水中的营养物质,结果降解率最低的都在50%以上,高的甚至接近100%。另外,C/N比值对处理效果的影响也很大^[31]。

2.2.4 温度

植物生长的最适温度因植物品种、株龄、发育阶段以及人为评价生长表现的特定标准等多种因素的变化而异。温度直接影响光合作用、呼吸作用、细胞壁渗透性、水分和矿质养分的吸收、蒸腾作用、酶活性和蛋白质凝聚,这些影响最终反映在植物生长上。一般来说,植物的最适宜生长温度在25~35℃之间,而生长速度往往决定了修复效果,这也是大多数植物露天生长时有明显季节规律的一个主要原因。高镜清等^[32]采用人工模拟方法,选取武汉市东湖的春季优势种金鱼藻、伊乐藻和菹草,夏季优势种类金鱼藻、狐尾藻和苦草,在春夏两个季节分别对东湖重度富营养化水体磷的去除效果进行了比较研究。结果表明,金鱼藻在春夏季节均表现出较好的生长和净化水体磷的能力,且其耐污能力强,有可能成为以东湖为代表的重度富营养浅水湖区植物修复的先锋种之一。

2.2.5 光照

光照是植物生长发育的重要因子,光质、光强和光照时间均很重要,直接影响植物的光合作用效率,从而影响修复效果。其中光质和光强人为调节难度较大,但可以通过优化设计植物的排布与河岸的距离,适当增加河流向阳岸面的植物密度来提高光照条

件,有助于植物的快速生长,加快修复过程。

2.2.6 病虫害

病虫害对植物健康生长会造成严重的影响。常见的病害主要有根腐病、白粉病、叶斑病、炭疽病、锈病等,对植物危害性较大的害虫主要有刺蛾、日本龟蜡蚧、角蜡蚧、大小袋蛾、蛴虫、蚜虫、天牛、蝼蛄、地老虎等,以及引进外来植物种所带来的病虫害。所以在植物幼苗培育及后期维护过程中要特别注意防治病虫害。

2.2.7 其他因素

除以上影响因素外,还有一些因素会对植物修复的效果产生影响。如 Verma 等^[33]研究了水葫芦(*Eichhornia crassipes*)和水栗子(*Trapa bispinnosa*)两种植物体产生甲烷气对处理工业废水的影响,Wahla 等^[34]研究了植物修复时添加 EDTA 对 7 种重金属元素(Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn)的影响,Almeida 等^[35]研究了进行植物修复时表面活性剂对铜离子的影响。

3 植物修复的组合应用技术

在对排污河流进行原位修复的过程中,产生了以植物修复为主、多种技术相结合的技术。这些组合技术是在原有曝气、生物膜和生物修复技术的基础上发展起来的,能够充分发挥单一技术优势,各种技术措施间能够取长补短,达到高效的综合治理目标。目前,应用较广泛的主要有生物浮岛技术^[6-8]、人工湿地技术^[8]和植物-微生物联合修复技术。

3.1 生物浮岛技术

生物浮岛是一种类似筏子的人工浮体,浮岛的载体采用轻型绿色环保、防腐抗老化的材料,如白色塑料泡沫。在泡沫上钻出若干小孔后,利用无土栽培技术将一些耐污并具有观赏效果的水生植物如芦苇、水葫芦等种到里面,再将泡沫板用铁丝、竹片连接起来,固定在水中早已打好的桩上。浮岛可以像船一样从深水区拉到浅水区,收割、栽种都很方便。

生物浮岛技术的原理是利用水生植物根系的吸收以及与微生物的共同代谢作用,有效地将水体中有机颗粒和胶体吸附、降解,将氨氮等营养盐吸收、转化,从而达到水质净化、重建并恢复水生生态系统的目的。据报道,用生物浮岛治理水华,建成 2 个月就能初步形成景观,水体的异味得到控制,透明度大幅提高,而 3 个月后,水华将得到有效控制。纽约州立农业与生物科学院的 Willian^[36]指出,以水生植物为

基础的生态处理体系和典型生化处理厂对污水的净化效果是一样的。另外,水生植物通过遮光、对营养物的竞争和根系分泌的克藻物质达到抑制藻类生长、防止水华的作用。

目前,北京、昆明等许多城市已开始利用此技术处理富营养化水体。北京市水利科学研究所^[37]在北京什刹海后门桥一金锭桥段采用生物浮岛技术进行试验研究,浮岛种植面积 288 m²,选用的水生植物为旱伞草、高秆美人蕉、矮秆美人蕉和紫叶美人蕉。试验区内水体的透明度变得较好,TN、TP 的含量呈逐渐下降趋势。云南省环境科学研究院在昆明市海河入滇池河口段,采用生物浮岛技术对入滇池的受污染河水进行净化,选用的水生植物有李氏禾(草本)、旱伞草、芦苇、美人蕉等,各污染物平均去除率为:COD_{Cr} 42.2%、BOD₅ 45.0%、总氮 45.0%、总磷 37.9%。从处理结果可看出,生物浮岛技术对受污染河水的水质改善有很好的效果,而且浮岛上郁郁葱葱的植物生长,也改善了水系周围的空气质量和景观环境。

利用人工浮岛治污,早期成本较高。在日本,浮岛由椰子丝做成,以塑钢做框架,用锚固定在水面,每平方米要花费上百美元。目前国内的浮岛用塑料泡沫和海绵做成,用竹杆固定,加上植物栽培,估计每平方米的成本 28~30 元,具备推广的有利条件。

3.2 人工湿地技术

人工湿地是仿照天然湿地,用土壤、砂石等介质和某些种类的植物(去污性能好、成活率高、耐水渍性强、生长期长、美观且有经济价值的水生或湿生植物)组成的功能独特的复杂生态系统^[8]。

人工湿地对有机污染物有较强的降解能力^[38]。对于不溶性有机物,湿地可通过沉淀、过滤作用将其截留再被微生物利用;对于可溶性有机物,则可通过植物根系生物膜的吸附、吸收及生物代谢降解过程而被分解去除。人工湿地对氮的去除主要依靠微生物的氨化、硝化、反硝化等作用完成,植物去除量仅占总氮量的 8%~16%^[38]。资料表明,人工湿地的总氮去除率可大于 60%^[39]。人工湿地对磷的去除是通过植物吸收、微生物积累和填料床的物理化学等几方面的共同协调作用完成的,但最主要的是基质对磷的吸附和沉淀作用,一些研究发现:土壤吸附与沉淀作用去除的 TP 可高达总去除量的 90% 以上^[40]。

植物种类的筛选与组合是湿地修复效果的决定因素。韩潇源等^[41]研究了 10 种人工湿地中常见水生植物对氨氮和总磷的同化吸收能力,结果表明:不

同植物对氨氮、总磷的去除能力差别较大,千屈菜(*Lythrum salicaria*)、菖蒲(*Acorus calamus*)、美人蕉(*Cann indica*)、达香蒲(*Typha davidiana*)对氨氮净化效果较好,初始浓度 $29.69 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,15 d后去除率分别为96.6%、98.6%、87.7%、95.1%。美人蕉、凤眼莲(*Eichhornia crassipes*)、千屈菜、石菖蒲(*Acorus tatarinowii*)对TP净化效果较好,初始浓度 $4.44 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,15 d后去除率分别为99.0%、54.6%、69.9%、36.7%。千屈菜与石菖蒲的组合能同时提高氨氮与总磷的净化效果;美人蕉与千屈菜的组合、菖蒲与美人蕉的组合、菖蒲与千屈菜的组合、美人蕉与石菖蒲的组合能提高总磷的净化效果。组合实验结果表明,适当的水生植物组合能提高氨氮与总磷的净化效果。

3.3 植物-微生物联合修复技术

水生植物对污染物具有吸收、吸附、过滤作用,而微生物则具有分解吸收作用^[42],如光合细菌(简称PSB)是在厌氧条件下进行不放氧光合作用的一类细菌,主要分布于水生环境中光线能透射到的缺氧区,能够降解水体中的亚硝酸盐、硫化物等有毒物质,能忍耐高浓度的有机废水,对酚、氰等毒物有一定忍受和分解能力。某些植物和微生物能相互促进生长,于是出现了将高效微生物投加技术同植物修复技术相结合的联合修复技术,还可辅以曝气复氧技术。黄民生等^[43]采用联合修复技术治理绥宁河,通过向河道中投加混合高效菌种以及生物促生剂、放养凤眼莲、增加曝气量等措施,消除了河水的黑臭情况,COD_{Cr}平均降低50%以上,透明度增加10 cm以上,体现出联合修复技术非常良好的水质处理效果。卢军等^[44]采用联合修复技术对新沂河进行原位污染治理,结果化学需氧量(COD_{Mn})、总氮(TN)、铵态氮($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)和总磷(TP)的去除率最高分别达到50.2%、29.8%、49.3%和57.9%。

4 存在的问题及前景展望

4.1 主要问题

目前,国内外对排污河流的研究主要集中在盆栽实验对污染水体及沉积物中的毒害有机物的降解方法和重金属的去除方法等的研究上,研究对象主要为持久性有机污染物(POPs)、多氯联苯(PCBs)及多环芳烃(PAHs)等^[3-5],而对河道进行现场植物修复的研究相对较少^[45]。

在我国,关于排污河流原位植物修复技术的研究正处于探索阶段,有很多问题尚未解决^[46],主要存在

以下缺点:

- (1)植物的种植受地理条件和水流条件的限制。
- (2)植物的生长受季节、种植位置限制。
- (3)植物物种也受到一定的限制,如水中植物要选择耐水性好的品种。
- (4)后期的维护保养工作要求较高,一旦植物发生枯萎或病变都会影响修复的效果。

另外,虽然人工湿地技术在水污染控制方面的应用正处于快速发展时期,但人工湿地净化机理方面的研究相对滞后。我国幅员辽阔,有利用人工湿地的天然优势,但进行湿地处理系统研究较晚。人工湿地的实际应用中,由于各地选用的湿地类型不同,气候、规模、负荷、系统布置、植物选取等也各有差异,因而很难有统一的设计和运行参数进行指导^[8]。

4.2 今后发展趋势

综上所述,排污河道植物修复技术还需要不断发展和完善,从发展趋势上看,今后排污河道原位植物修复的关键技术有以下几点:

- (1)筛选、培育污染物高效降解植物及大范围种植技术。
- (2)挺水、浮水等抑藻植物群落的设计与维护技术。
- (3)各种修复技术综合应用条件的选择。
- (4)河流污染状况综合评价体系的建立和实际应用。
- (5)不同植物种类的合理搭配、组合技术。

排污河道的原位植物修复技术是对河道的自净能力进行人工强化,根据自然界原有的生态特征设计水质净化工艺。因此,这些工艺不会对环境造成二次污染,属于环境友好型绿色技术,发展前景广阔。

参考文献:

- [1]林帼秀. 珠江三角洲城市河流污染及修复维护对策研究[J]. 水资源保护, 2006, 22(4): 27-29.
LIN Guo-xiu. Urban river pollution and remediation measures in Pearl River Delta[J]. *Water Resources Protection*, 2006, 22(4): 27-29.
- [2]盛彦清, 陈繁忠, 秦向春, 等. 城市污染水体生物修复研究[J]. 地球化学, 2005, 34(6): 643-649.
SHENG Yan-qing, CHEN Fan-zhong, QIN Xiang-chun, et al. Bioremediation techniques for urban polluted water bodies[J]. *Geochemical*, 2005, 34(6): 643-649.
- [3]de la Torte F R, Ferrari L, Salibian A. Biomarkers of a native fish species (*Cnesterodon decemmaculatus*) application to the water toxicity assessment of a peri-urban polluted river of Argentina[J]. *Chemosphere*, 2005, 59(4): 577-583.

- [4] Rajendran R B, Imagawa T, Tao H, et al. Distribution of PCBs, HCHs and DDTs, and their ecotoxicological implications in Bay of Bengal, India [J]. *Environ Int*, 2005, 31(4): 503–512.
- [5] Audry S, Schafer J, Blanc G, et al. Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot River reservoirs (France) [J]. *Environ Pollut*, 2004, 132(3): 413–426.
- [6] 杨逢乐, 金竹静. 城市河流原位治理技术研究进展[J]. 环境科学导刊, 2008, 27(2): 1–4.
YANG Feng-le, JIN Zhu-jing. Research on in-situ remediation technology for urban river [J]. *Environmental Science Survey*, 2008, 27(2): 1–4.
- [7] 李坤陶. 生物修复技术及其应用[J]. 生物学教学, 2007, 32(1): 4–6.
LI Kun-tao. Bioremediation technology and application [J]. *Biology Teaching*, 2007, 32(1): 4–6.
- [8] 钟萍, 李丽, 李静媚, 等. 河流污染底泥的生态修复[J]. 生态科学, 2007, 26(4): 181–185.
ZHONG Ping, LI Li, LI Jing-mei, et al. An overview of the ecological remediation of the polluted river sediments [J]. *Ecologic Science*, 2007, 26(4): 181–185.
- [9] 汤建中, 宋韬, 江心英, 等. 城市河流污染治理的国际经验[J]. 世界地理研究, 1998, 7(2): 102–105.
TANG Jian-zhong, SONG Tao, JIANG Xin-ying, et al. International experiences for river pollution control [J]. *World Regional Studies*, 1998, 7(2): 102–105.
- [10] 张文强, 黄益宗, 招礼军. 保障国家水安全要注意污染底泥的修复[J]. 科技创新导报, 2008(4): 85–86.
- [11] 程晓东, 郭明新. 河流底泥重金属不同形态的生物有效性[J]. 农业环境保护, 2001, 20(1): 19–22.
CHENG Xiao-dong, GUO Ming-xin. Bioavailability of heavy metals at different forms in sediment [J]. *Agro-environmental Protection*, 2001, 20(1): 19–22.
- [12] 王化可, 李文达, 陈发扬. 富营养化水体底泥污染控制及生物修复技术探讨[J]. 能量与环境, 2006, 5(4): 15–18.
- [13] Albert D. Venosa, XUEQING ZHU. Biodegradation of crude oil contaminating marine shorelines and freshwater wetlands [J]. *Spill Science & Technology Bulletin*, 2003, 8(2): 163–178.
- [14] 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): 179–182.
CHEN Hua-lin, CHEN Ying-xu. Progresses of remediation techniques for polluted sediment [J]. *Agro-environmental Protection*, 2002, 21(2): 179–182.
- [15] 陈清华, 覃超梅. 河流中抗生素污染及其管理[J]. 科技导报, 2008, 26(23): 83–87.
CHEN Qing-hua, QIN Chao-mei. Antibiotics pollution in river and its control [J]. *Science & Technology Review*, 2008, 26(23): 83–87.
- [16] 乌云塔娜, 尚士友, 杜建民, 等. 对我国中西部地区草型湖泊生态系统恢复的分析[J]. 内蒙古农业大学学报, 2000, 21(1): 107–110.
WUYUN Ta-na, SHANG Shi-you, DU Jian-min, et al. Study on the restoration of ecosystem of grass-type lakes in middle and western region of China [J]. *Journal of Inner Mongolia Institute of Agricultural and Animal Husbandry*, 2000, 21(1): 107–110.
- [17] Vezzulli L, Pruzzo C, Fabiano M. Response of the bacterial community to in-situ bioremediation of organic-rich sediments [J]. *Mar Pollut Bull*, 2004, 49(9–10): 740–751.
- [18] Fitz W J, Wenzel W W. Arsenic transformations in the soil-rhizosphere-plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation [J]. *Biotechnology*, 2002, 99: 259–278.
- [19] 吴振斌, 邱东茹, 贺锋, 等. 水生植物对富营养水体水质净化作用研究[J]. 武汉植物学研究, 2001, 19(4): 299–303.
WU Zhen-bin, QIU Dong-ru, HE Feng, et al. Studies on eutrophicated water quality improvement by means of aquatic macrophytes [J]. *Journal of Wuhan Botanical Research*, 2001, 19(4): 299–303.
- [20] 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.
CHEN Yu, REN Jiu-chang, CAI Xiao-ming. Effects of cadmium on nitrate reductase and superoxide dismutase of submerged macrophytes [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1998, 18(3): 313–317.
- [21] 王卫红, 季民. 滨海再生水河道中沉水植物的恢复对水质的改善[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(6): 2292–2298.
WANG Wei-hong, JI Min. The restoration of submerged macrophytes for improving water quality in a reclaimed wastewater river in Tianjin Binhai New Area, China [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(6): 2292–2298.
- [22] Virendra Kumar Mishra, B. D. Tripathi. Accumulation of chromium and zinc from aqueous solutions using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 16(4): 1059–1063.
- [23] XIA Hui-long, MA Xiang-juan. Phytoremediation of ethion by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) from water [J]. *Bioresource Technology*, 2006, 97: 1050–1054.
- [24] Amit K. Gupta, Sarita Sinha. Decontamination and/or revegetation of fly ash dykes through naturally growing plants [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 153: 1078–1087.
- [25] Paul R Adler, Steven T Summerfelt, Michael Glenn D, et al. Mechanistic approach to phytoremediation of water [J]. *Ecological Engineering*, 2003, 20: 251–264.
- [26] 陈玉成. 污染环境生物修复工程[M]. 北京: 化学工业出版社, 2003.
- [27] Rosalind F King, Anna Royle, Philip D Putwain, et al. Changing contaminant mobility in a dredged canal sediment during a three-year phytoremediation trial [J]. *Environmental Pollution*, 2006, 14(3): 318–326.
- [28] Smith K E, Schwab A P, Banks M K. Dissipation of PAHs in saturated, dredged sediments: A field trial [J]. *Chemosphere*, 2008, 72: 1614–1619.
- [29] Jukkrit Mahujchariyawong, Saburo Ikeda. Modelling of environmental phytoremediation in eutrophic river – the case of water hyacinth harvest in Tha-chin River, Thailand [J]. *Ecological Modelling*, 2001, 142: 121–134.

- [30] Ghaly A E, Kamal M, Mahmoud N S. Phytoremediation of aquaculture wastewater for water recycling and production of fish feed[J]. *Environment International*, 2005, 31: 1-13.
- [31] Singhal V, Rai J P N. Biogas production from water hyacinth and channel grass used for phytoremediation of industrial effluents[J]. *Bioresource Technology*, 2003, 8(6): 221-225.
- [32] 高镜清, 熊治廷, 张维昊, 等. 常见沉水植物对东湖重度富营养化水体磷的去除效果[J]. *长江流域资源与环境*, 2007, 16(6): 796-800.
- GAO Jing-qing, XIONG Zhi-ting, ZHANG Wei-hao, et al. Removal efficiency of phosphorus in hypertrophic lake Donghu water by common submerged macrophytes[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2007, 16(6): 796-800.
- [33] Verma V K, Singh Y P, Rai J P N. Biogas production from plant biomass used for phytoremediation of industrial wastes[J]. *Bioresource Technology*, 2007, 98: 1664-1669.
- [34] Intkhab Hazoor Wahla1, Kirkham M B. Heavy metal displacement in salt-water-irrigated soil during Phytoremediation[J]. *Environmental Pollution*, 2008, 155: 271-283.
- [35] C Marisa R Almeida, A Cláudia Dias, Ana P Mucha. Influence of surfactants on the Cu phytoremediation potential of a salt marsh plant[J]. *Chemosphere*, 2009, 75: 135-140.
- [36] Willian J J. The role of water plant in water treatment[J]. *Agricul Engin*, 1986, 57(6): 9-10.
- [37] 井艳文, 胡秀琳, 许志兰, 等. 利用生物浮岛技术进行水体修复研究与示范[J]. *北京水利*, 2003(6): 20-22.
- JING Yan-wen, HU Xiu-lan, XU Zhi-lan, et al. Study and demonstration on application of the planted the in floating platform to restore water quality[J]. *Beijing Water Resources*, 2003(6): 20-22.
- [38] 吴晓磊. 人工湿地废水处理机理[J]. *环境科学*, 1994, 16(3): 83-86.
- WU Xiao-lei. Mechanism of wastewater treatment in constructed wetlands[J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 1994, 16(3): 83-86.
- [39] 杨敦. 潜流式人工湿地在暴雨径流污染控制中的应用[J]. *农业环境保护*, 2002, 21(4): 334-336.
- YANG Dun. Application of subsurface flow constructed wetlands in controlling storm runoff pollution[J]. *Agro-environmental Protection*, 2002, 21(4): 334-336.
- [40] 张建, 黄霞, 魏杰, 等. 地下渗滤污水处理系统的氮、磷去除机理[J]. *中国环境科学*, 2002, 22(5): 438-441.
- ZHANG Jian, HUANG Xia, WEI Jie, et al. Nitrogen and phosphorus removal mechanism in subsurface wastewater infiltration system[J]. *China Environmental Science*, 2002, 22(5): 438-441.
- [41] 韩潇源, 宋志文, 李培英. 高效净化氮磷污水的湿地水生植物筛选与组合[J]. *湖泊科学*, 2008, 20(6): 741-747.
- HAN Xiao-yuan, SONG Zhi-wen, LI Pei-ying. Selection and assembly of macrophyte species in constructed wetland for purification of N and P in wastewater[J]. *J Lake Sci*, 2008, 20(6): 741-747.
- [42] 戴全裕, 蒋兴昌, 汪耀斌, 等. 太湖入湖河道污染物控制生态工程模拟研究[J]. *应用生态学报*, 1995, 6(2): 201-205.
- DAI Quan-yu, JIANG Xing-chang, WANG Yao-bin, et al. Eco-engineering simulation on pollutant control in river courses of Taihu Lake[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1995, 6(2): 201-205.
- [43] 黄民生, 徐亚同, 戚仁海. 苏州河污染支流-绥宁河生物修复试验研究[J]. *上海环境科学*, 2002, 22(6): 384-388.
- HUANG Min-sheng, XU Ya-tong, QI Ren-hai. In situ bioremediation of seriously polluted Sui-ning Creek[J]. *Shanghai Environmental Science*, 2002, 22(6): 384-388.
- [44] 卢军, 张利民, 岳强, 等. 秋冬季节植物-微生物系统治理新沂河效果分析[J]. *南京农业大学学报*, 2005, 28(3): 58-62.
- LU Jun, ZHANG Li-min, YUE Qiang, et al. Effectiveness of purification of contaminated Xinyi River by plant-microorganism in fall and winter seasons[J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2005, 28(3): 58-62.
- [45] 徐亚同, 史家樑, 袁磊. 上澳塘水体生物修复试验[J]. *上海环境科学*, 2000, 19(10): 480-484.
- XU Ya-tong, SHI Jia-liang, YUAN Lei. Bioremediation test in Shangao River water[J]. *Shanghai Environmental Science*, 2000, 19(10): 480-484.
- [46] 杨海军, 张化永, 赵亚楠, 等. 用芦苇恢复受损河岸生态系统的工程化方法[J]. *生态学杂志*, 2005, 24(2): 214-216.
- YANG Hai-jun, ZHANG Hua-yong, ZHAO Ya-nan, et al. An engineering method for restoration of the damaged riparian ecosystem using *Phragmites australis*[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2005, 24(2): 214-216.