

刘国锋,何俊,华伯仙,等. 控养速生植物治理污染水体的研究进展[J]. 江苏农业科学,2017,45(21):1-6.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.21.001

控养速生植物治理污染水体的研究进展

刘国锋¹, 何俊², 华伯仙³, 徐跑¹, 吴霆³, 徐增洪¹

(1. 中国水产科学研究院淡水渔业研究中心/农业部淡水渔业和种质资源利用重点实验室, 江苏无锡 214081;

2. 江苏省无锡市农林局水产技术指导站, 江苏无锡 214023; 3. 江苏省宝应县水产局, 江苏宝应 225800)

摘要:基于当前的水体污染现状,论述常见水体治理措施及效果,着重指出以凤眼莲为代表的速生水生植物控养的可移动式湿地在水体治理中的显著作用。从水体净化效果、作用机制等方面对其进行了阐述,并以滇池凤眼莲实验性种植工程的运行为例论述了其在水体净化中的优越性;并特别指出以政府为主导、企业为运行主体的水体治理生态补偿机制的未来发展方向,以期为水体生态治理提供理论依据和参考。

关键词:速生水生植物;水体污染;凤眼莲;水体治理;生态湿地

中图分类号: X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)21-0001-05

由于工农业发展、城镇化进程加快及农业面源污染的影响,湖泊、河流等水体因营养盐的积累而持续受污染^[1]。受全球气候持续变暖的影响,湖泊等水体中以蓝绿藻为代表的水华的发生呈现愈演愈烈的趋势^[2],大量的藻华聚集、快速死亡后,可造成水体发黑、发臭,俗称湖泛、黑水团等,是一种极端的水污染现象^[3-4],对当地居民的生活及社会造成了极大不良影响。营养盐(特别是氮和磷)是支撑地球上作物生长的必需元素,可从陆地进入到水体中,却不能从水体再回到陆地生态系统中,因而造成了既威胁粮食生产安全又损害生态环境和饮水安全的现状,使得营养盐的生物地球化学循环断裂^[5],而人类目前尚无有效的技术措施与管理手段解决这一问题。水体污染不但影响饮用水的安全性,而且影响生态环境与社会经济的发展,甚至会对人类的生存与发展产生影响^[2,6]。

水体污染的治理,尤其是目前大水域、大范围空间尺度下水体富营养化的治理,是包括污染物的源头控制、综合流域管理、污染物的中间滞留、水质生态修复及可用物的循环再利用等多学科交叉、多目标并存的系统工程^[7-9]。许多水体在外源污染得到有效控制后,并不能立即实现水环境的改善,其主要原因之一是内源污染物的释放(吸附在底泥上的氮磷等会释放到水体中,成为新的污染源),甚至内源污染的“源汇”转换,致使受损生态系统的恢复过程非常缓慢^[10-11]。因此在污染物源头得到有效控制的条件下,内源污染物的控制以及消减成为水体污染治理成败的关键。目前常用的治理措施有物理方法(底泥疏浚^[12]、人工曝气^[13-14]、引水稀释^[15-16]等)、化学方法(化学絮凝^[17]、复合措施的底泥覆盖^[18-20]等)、生物操

纵法^[21-22]、水生植物生态净化^[23]等,这些方法对于某些特定条件下水体污染的治理具有一定的效果,但总体上缺乏多学科交叉、多种技术集成的多种目标修复原理,缺乏同时满足安全、高效、低成本与可持续、无二次污染的治理目标^[24-25],尤其是作为饮用水源水体的生态治理方法更是缺乏标本兼治、应急与长效治理兼备的水体综合控制与治理的技术体系集成^[26-27]。

长期以来,在污染水体治理方面,人们多以物理方法、化学方法等作为水体污染治理的应对措施,从水体生态环境的角度来看,这些措施仅仅是进行了小范围的水生植物恢复。水生植物的生态治理是未来水体污染治理的发展方向与趋势,但目前所采用的植物主要是沉水植物、挺水植物等,不适用于风浪扰动强烈、透明度较低的大水域^[28]。水生植物若不能有效地被打捞上岸,将增加植物体分解后产生二次污染的风险;另外,水生植物具有植物体生物量低、扩繁生长慢、适应性差的特点,这些特性限制了其对水体中污染物的去除,同时也不利于机械化操作,而人工操作不但费用高昂,且效率低下,这些因素极大地限制了其实际应用和推广^[29-30]。另外这些水生植物对水文气象条件、水体物理化学指标、水体污染物含量与种类等要求严格,区域分布性强,较高的环境要求使其成功栽植与扩繁受到了限制,严重制约了其大规模的应用^[31]。

针对上述问题与污染水体治理的目标,综合比较多种水体治理措施的优势与不足,选择生长快、适应性强、生物量大、易机械化处理的漂浮植物(如凤眼莲等)作为水体污染治理的水生植物,在污染严重的水域构建水草控制性种养围栏,实现污染物的植物净化,并于植物生长季节结束时进行机械化采收、资源化处置加工再利用,实现污染物循环过程阻断、营养物再利用和生态修复的目标^[9],从而实现污染水体的生态治理。该措施已成为当前乃至今后污染水体治理的一个方向,并引起了学术界和政府部门的广泛注意与重视^[32]。目前以凤眼莲为代表的漂浮植物治理污染水体的研究多在室内模拟试验尺度下进行,而对在上百亩乃至上万亩的较大水体中集合各种生态治理措施的研究尚缺乏系统的总结。因此,有必要对凤眼莲修复污染水体的技术进行深入研究,以期为更好地利用凤眼莲进行污染水体生态治理的大水面应用推广及凤眼

收稿日期:2016-06-02

基金项目:国家自然科学基金青年科学基金(编号:41101525);江苏省海洋与渔业局水产三新工程(编号:Y2016-11、D2016-18);江苏省农业科技自主创新资金[编号:CX(16)004]。

作者简介:刘国锋(1979—),男,河南驻马店人,博士,副研究员,研究方向为水环境生态及污染生态治理。E-mail:liugf@ffrc.cn。

通信作者:徐跑,博士,研究员,研究方向为工业化循环水养殖及净水渔业,E-mail:xup@ffrc.cn;吴霆,博士,水产高级工程师,研究方向为养殖水体环境治理,E-mail:648119025@qq.com。

莲在我国南方多地区泛滥的防控与治理提供思路与指导。

1 凤眼莲 (*Eichhornia crassipes*) 是治理污染水体的一种优良植物

凤眼莲属雨久花科、凤眼莲属, 俗称水葫芦, 为漂浮性水生植物中最为出名的恶性入侵杂草, 主要分布于热带、亚热带以及部分温带地区的河流、湖泊, 可通过有性和无性 2 种方式进行繁殖, 但主要以无性繁殖 (克隆生长) 的方式迅速在水体中繁衍、孳生^[33], 因其快速繁殖而形成的相互联结且厚重的凤眼莲“草席”对当地社会、经济均造成不良影响^[34]。作为一种入侵植物, 由于没有本土捕食者的控制及病害的影响, 凤眼莲的环境适应能力、资源竞争力及扩繁速度等方面具有其他水生植物所不可比拟的优势; 在降低营养盐浓度和减少藻华影响等方面凤眼莲也具有其他植物所不具备的优势, 主要是由于它具有强大的环境适应能力 (分布广泛、根系庞大、生长速度快、生物量大、抗逆性强、生长期长等)^[33,35-36], 且具有易管理、易机械化打捞采收和资源化利用的优点, 因此, 凤眼莲它具有广泛的应用前景^[37]。

凤眼莲可在各种类型的污染水体中生长, 尤其在富营养水体中的生长更为迅速, 其生长速率随着水体中氮磷含量的增高而增加^[38]。海水中过高的盐度 (超过 6‰ 的盐度将会导致凤眼莲死亡) 是其向海洋中蔓延的主要限制因子^[33,39-40], 因此, 从其原产地南美洲传开后, 凤眼莲现在已分布到南北纬 40° 之间的全球大部分淡水水体中^[41]。

1.1 富营养水体中营养盐的去除

凤眼莲具有庞大的根系, 与其他水生植物相比, 其繁殖能力较强、获取的生物量较大^[33,42]。因此在过去的 30 ~ 40 年中人们首先利用其优点开展了去除高含量营养盐、高化学需氧量 (chemical oxygen demand, 简称 COD)/生化需氧量 (biochemical oxygen demand, 简称 BOD) 的污水净化治理研究, 早在 20 世纪 70 年代 DeBusk 等在美国佛罗里达州开展了利用凤眼莲吸收因生活污水直排导致的水体中高浓度磷含量的研究^[43]。Rommens 等研究了凤眼莲吸收硝酸盐、铵盐和磷酸盐的能力, 结果表明, 1 kg 凤眼莲 (鲜质量) 每天可吸收 2.36 mg 氨态氮 (溶液中浓度为 3.39 mg/L)、1.13 mg 硝酸盐 (溶液浓度为 1.23 mg/L) 和 0.39 mg 磷酸根^[44]。从治理的角度来分析, 这些研究结果可以用来估计种养凤眼莲并采收后对水体中营养盐的去除量。除了利用凤眼莲净化生活污水外, 众多学者开展了利用凤眼莲去除因集约化农田径流、畜禽养殖废水等造成的水体中营养物超量积累的研究^[45]。Lu 等的研究结果表明, 凤眼莲湿地净化系统可去除养鸭场废水中 64.44% 的 COD、21.78% 的总氮 (total nitrogen, 简称 TN) 和 23.02% 的总磷 (total phosphorus, 简称 TP), 水体中的溶解氧 (dissolved oxygen, 简称 DO) 含量与透明度都有显著的提高^[46], 且该系统在中试规模和示范推广中都具有不俗的表现^[47]。Reddy 等进行的 1 年期研究结果表明, 凤眼莲净化 3.6 d 后可去除水体中 78% ~ 81% 的 NO_3^- 、 NH_4^+ 和 54% 的磷^[48]。Polprasert 等研究了在 COD 输入量为 200 kg/(hm²·d)、水体停留时间为 10 ~ 20 d 的条件下凤眼莲对养猪厂废水的净化效果发现, 在小规模池塘中 COD 的去除率可达 74% ~ 93%, 而在中试规模下去除率可达 50%^[49]。Sajn 等通过建造

凤眼莲表面流入人工湿地来净化水体污染物发现, 它对悬浮物 (suspended solids, 简称 SS)、TN、COD、BOD 等的去除率分别可达到 64.6%、38.0%、67.2%、72.1%^[50]。余远松等利用凤眼莲湿地净化系统处理养猪场废水, 在 COD 为 800 mg/L、TN 浓度为 600 mg/L 的条件下, 当凤眼莲覆盖度为 60%、进水量为 600 m³/d、水体停留时间为 30 d 时, 对 COD、TN 的去除率分别为 56.3%、61.6%, 均取得了良好的净化效果^[51]。在污水处理中关于水生植物生物量和消减营养盐能力的研究发现, 凤眼莲的表现要优于水浮莲等植物^[52], 且凤眼莲与其他水生植物如浮漂等进行合理的搭配可以达到更好的净化效果^[53]。在利用凤眼莲进行各种污染水体的治理中, 最常规的就是利用凤眼莲治理富营养化水体, 目前在江苏太湖和云南滇池开展的大规模控养凤眼莲对水体净化效果的研究表明, 对水体扰动强、水动力作用大、凤眼莲控养面积占水面面积比例小的生态工程的净化效果不如水动力作用小、凤眼莲控养面积占水面面积比例高的治理效果显著; 这种大规模 (66.67 hm² 以上的控养面积) 应用凤眼莲净化污染水体的生态工程措施在国内外尚不多见, 在解决了打捞、处理及资源化再利用的问题后, 可以充分发挥其显著的净化作用; 2011 年度在草海中构建以凤眼莲为主的、面积为 533 hm² 的生态净化工程后, 凤眼莲吸收、同化的氮磷量分别占水体中氮磷总消减量的 64%、139%; 通过 2011 年度采收、打捞凤眼莲的生物量及其干物质中的氮磷含量折算可得, 凤眼莲从水体中吸收、转化为生物质后所带出氮、磷的量分别为 486、33.1 t, 生态工程净化水体的效果显著, 在工程运行期间水质从劣五类上升到五类水标准, 实现了水质快速改善的目标^[54]。

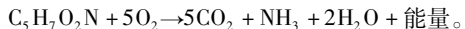
1.2 重金属、有机污染物及其他污染物

凤眼莲庞大的根系、较大的植物体可以在重金属污染水体中吸收、积累大量的金属离子, 因而受到众多研究者的关注^[55-57], 由于凤眼莲具有较好的适生性和较强的耐污性, 研究者已逐渐把凤眼莲作为污染物植物修复的首选物种引入到湿地中, 特别是在重金属污染水体中, 凤眼莲具有较强的吸收、转运金属离子能力^[58]。Zhu 等研究了在控制条件下凤眼莲对几种重金属离子的吸收和转运能力, 结果表明, 凤眼莲具有较高的吸收金属离子的能力, 且吸收后的金属离子多聚集在根部, 而且其对痕量金属离子具有较高的生物富集系数, 如对 Cd 的转运系数为 2 150, Cr 为 1 823 和 Cu 为 595^[59]。同时, 凤眼莲还可以去除纸浆、造纸、制革及印染废水中的营养盐^[52]、工业废水中的颜色^[60]及水体中的农药污染^[61], 且在净化造纸、制革、印染废水前, 进行一定程度的稀释后其净化效果将表现得更好^[62]。Trivedy 等研究表明, 利用凤眼莲净化纺织废水, 经过 3 ~ 4 d 的处理, 可去除水体中的 97.4% COD、62.4% 总悬浮物 (total suspended solids, 简称 TSS)^[63]。Nor 利用模拟试验研究了凤眼莲去除水体中酚、铜和锌的作用, 结果表明, 凤眼莲对水体中的酚、铜、锌具有较快的吸收速率和较大的吸附容量^[64], 这与乐毅全等利用凤眼莲进行降酚的研究结果^[65]类似, 表明凤眼莲对酚等有机物具有较强的降解和转化能力。凤眼莲在污水净化和废水染料去除过程中表现出了较好的生物过滤和消减效果^[53]。

1.3 去除机制

凤眼莲强大的去除污染物和迅速改善水体的能力, 不但

在于其具有快速扩繁、增加植株个数的能力,并且在于其庞大根系形成的凤眼莲“草席”可以改变水体的物理-化学和水动力条件,此外,其根系可以为微生物提供附着场所并形成生物膜,从而快速降解有机质^[66]。水体中大量有机悬浮颗粒物被凤眼莲根系吸附,部分因重力作用而沉降到水体底部,有机质降解的主要机制是通过附着在根系上的水体微生物的生物氧化分解作用^[66];微生物主要利用有机质生产能量和合成新细胞,其总的生化反应可表示为以下化学过程^[67]:



凤眼莲根系具有较强的有机质降解能力,主要原因在于其根系可形成生物膜结构且具有泌氧能力,研究结果表明,凤眼莲的根系泌氧能力为 $2.4 \sim 10.0 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,有助于根系附着的微生物对有机质和颗粒进行降解^[68-69]。

凤眼莲可直接吸收水体中的氮,是其去除氮的一个主要作用。植物通过吸收方式去除氮的效果与植物生长速率、种植密度、环境参数(如光照、水温等)等有关。凤眼莲可以直接吸收、同化铵态氮和硝态氮,与多数水生植物一样,它对铵态氮的吸收、同化速率要高于硝态氮,即使水体中 2 种离子含量相同^[70]。氮的硝化反应是利用生物氧化作用把铵态氮转化为硝态氮,在此过程中,微生物只有利用氧气作为电子受体,铵态氮作为电子供体,才能正常进行;而在漂浮植物生长区内,由于受溶氧含量限制及较低的有机碳影响,常会导致硝化反应受到抑制。在水体及漂浮植物生长区缺氧后,反硝化反应就成为主要的氮去除机制,在厌氧微生物呼吸过程中,硝酸盐作为最终电子受体被还原为氮气或氧化亚氮(N_2O)^[69]。高岩等研究发现,凤眼莲有利于富营养化水体的硝化、反硝化、耦合硝化-反硝化反应的进行;研究表明,凤眼莲种植水体在整个培养期内释放的 N_2O 气体浓度累积升高幅度较大,为 $453 \sim 4\,055 \text{ nL/L}$ (未加硝化抑制剂处理),通过释放 N_2O 而脱除氮素的量占整个水体氮消减量的 1.36%,为相应未种植凤眼莲水体的 4.31 倍^[71]。种植凤眼莲的水体在试验期间释放 N_2O 的量与水体氨态氮或硝态氮浓度的变化量均存在显著相关关系($P < 0.05$),说明 N_2O 的释放量受水体中 NH_4^+ 、 NO_3^- 浓度变化的影响。凤眼莲的种植可在试验中后期增加水体中硝化、反硝化细菌的数量,但其数量远低于凤眼莲根系附着的硝化、反硝化细菌;水体中反硝化细菌数量与水体释放 N_2O 浓度之间并无显著相关性,说明种植凤眼莲的水体反硝化脱氮释放 N_2O 过程可能主要由根系共生微生物驱动^[71-72]。同时,水体中大量存在的、凤眼莲自身分泌的有机酸可以吸附或螯合金属离子,从而减轻植物受金属离子的毒害作用,增加凤眼莲对金属离子的吸附、转运效能^[73]。

2 凤眼莲净化水体效果显著,可操控性强

当前,以江苏省农业科学院为代表的相关研究单位,在以水葫芦为代表的水生植物控养实践中,采用桩基围栏或锚基钢管浮球围栏的方式实现了水生植物的有效控养,降低了水生植物的逃逸风险;同时,研发的水生植物水面机械采收船实现了水生漂浮植物的机械化快速采收,植物上岸后经过发酵可制成基肥、有机肥等,实现了植物养分资源化利用的目标,从而解决了以往水生植物采收后无法利用甚至导致二次污染的问题^[32]。作为该集成技术综合利用实施的示范,2011—

2012 年在云南滇池进行了较大规模的凤眼莲人工放养净化水质试验性工程。凤眼莲的实际最大覆盖面积达 9.26 km^2 ,其中草海凤眼莲覆盖面积约 5.56 km^2 ,约占草海水域面积的 50%,凤眼莲的全年鲜草累计生物量达 50 万 t,其中草海水葫芦生物量约 35 万 t^[54]。通过项目的实施,滇池草海水质状况已得到明显改善,主要污染指标已接近甚至优于 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》中的 V 类水标准^[74]。

依照“控制得住、处置得完、利用得好”的原则和要求,在凤眼莲安全种养与资源化利用技术体系中,植物控养、机械打捞、快速处置和资源化利用等各环节的关键技术装备已经研发成功并进行了实际应用。目前更重要的是在原有研究的基础上,进一步优化工艺流程,主要包括植物种苗保种工作、植物控养地点及控养围栏构造等^[74];研发、定型和升级专用设备,包括适用于不同种类水草、不同加工要求等的专用设备,需要加快研发并根据需求进行技术和设备制造的升级;为有效推动漂浮植物在较大水域、污染严重水体中水体净化功能的发挥,需要加强政府的主导功能,包括水体净化的生态补偿政策和条例研究,建立适合本地区的生态补偿机制,从而有效吸引并调动企业的积极性,形成以政府为主导、企业为主体、治理有效效果的良性循环发展。

3 生态补偿与评价

生态补偿机制的建立对区域水环境质量的改善有一定效果,但整体来说,这一机制仍处在探索发展期,许多问题尚没有得到根本解决,存在的问题主要有水环境生态补偿的法治理念尚未真正树立、水环境生态补偿机制的基本框架尚不健全、水环境生态补偿机制的法制保障尚不完善。为此,迫切需要树立新的生态补偿理念,进一步完善江苏省水环境生态补偿机制,明确水环境生态补偿的法治理念,树立可持续发展的生态补偿理念,妥善处理经济发展与生态保护之间的矛盾。利用水环境生态补偿机制可防止水环境发生代际退化,实现代际公平。树立预防为主、保护优先、公众参与的生态补偿理念,在水环境生态补偿法律机制的完善中,让预防为主、保护优先的指导思想发挥根本性的功效。

3.1 健全水环境生态补偿机制的基本框架,细化补偿主体与受偿主体

从行为性质的角度来看,因他人保护和改善生态环境、提高生态系统服务功能、增进生态利益而受益的或者环境资源的开发利用者,都应当成为补偿主体;相应地,因保护和改善生态环境、提高生态系统服务功能、增进生态利益而使自身利益受损的贡献者或者因他人开发利用环境资源而受损的,都应当成为受偿主体。通俗地说,水质达标了,下游补上游;水质恶化了,上游赔下游。

3.2 设立多元化的补偿方式

水环境生态补偿的方式应当具有多元性,要在生态补偿的不同阶段运用不同的补偿方式,实行差别化补偿。例如水环境生态补偿中较重要的补偿方式有以财政转移支付为主要形式的资金补偿,目前国内主要以财政资金支付作为水环境生态改善的补偿,如江苏太湖、云南滇池等主要以污染水体中控养水生植物的生物量及所带出水中污染物(富营养化水体中以氮磷为考核指标)的量作为资金补偿的考核标准;另

外,还有以提供同资金等价的生产要素和生活要素为主要形式的实物补偿,以及在权限范围内利用制定政策的权力和优惠待遇为主要形式的政策补偿,其中政策补偿更符合“差别化”需求,主要包括异地开发、项目补偿、智力补偿 3 种^[75]。

3.3 完善补偿标准及补偿核算方式

目前,江苏省水环境补偿核算是以断面水质是否达标为计算依据的,并没有考虑超标浓度等因素,因此建议对超标的不同浓度进行区分并设立差别补偿标准。在区分断面水质浓度的同时,也要对不同浓度的排放量作出区分,排放量越大,补偿标准也相应越高,从而更加合理公平地弥补生态系统服务贡献者的水环境保护成本。

3.4 拓展补偿资金的来源并加强监管

江苏省水环境生态补偿资金来源除了政府的财政转移之外,补偿资金的来源比较匮乏,因此可以借鉴西方国家的市场化融资手段。同时,要完善水环境各区域政府的生态补偿资金监管制度,应当在市、县政府设立水环境生态补偿资金的专门账户和资金专项档案,严格实行专款专用,并追究违法使用责任^[76]。

3.5 完善江苏省水环境生态补偿机制的法制保障,重视立法体系的完善

以《环境保护法》关于生态补偿的原则规定为基准,结合江苏省地方实践,对水环境补偿主体、补偿方式、补偿标准及补偿资金等以地方立法的方式加以具体细化。此外,由于水环境问题相当复杂,长江、运河以及太湖、微山湖等水域都是省际跨区域水体,因此应主动加强省际合作,并积极争取联合协作制定跨流域、跨省际的流域生态补偿办法或条例,为处理好涉及 2 个以上省份之间的跨流域生态补偿问题提供法律依据^[77-78]。

4 展望

以水葫芦为代表的速生水生植物,具有繁殖快、生物量大、适应性强等特点,具有快速净化污染水体的优势。在解决了控制性种养、机械化采收和资源化处置及利用等关键环节和问题后,在当前国内众多湖泊、河流等水体富营养化现象严重的状况下,可充分发挥大水域中控养水生植物而构建的可移动生态湿地的原位生态净化功能,实现水体的植物净化后循环再利用;同时,经过植物吸收而打捞上岸的养分,可再以基质或有机肥等形式回用到农田中,实现养分的循环再利用,从而形成生态循环农业发展模式。因此,在当前众多污染水体尚无更为高效治理措施的前提下,采用控养速生水生植物为主的生态治理措施,充分发挥水生植物的生态净化功能,将成为未来污染水体、尤其是较大污染水体生态治理的一种优选措施。

参考文献:

- [1] 秦伯强,高 光,朱广伟,等. 湖泊富营养化及其生态系统响应[J]. 科学通报,2013,58(10):855-864.
- [2] Guo L. Doing battle with the green monster of Taihu lake[J]. Science,2007,317(5842):1166.
- [3] 刘国锋,钟继承,何 俊,等. 太湖竺山湾藻华黑水团区沉积物中 Fe、S、P 的含量及其形态变化[J]. 环境科学,2009,30(9):2520-2526.
- [4] 陆桂华,马 倩. 太湖水域“湖泛”及其成因研究[J]. 水科学进

- 展,2009,20(3):438-442.
- [5] 潘 纲,代立春,李 梁,等. 改性当地土壤技术修复富营养化水体综合效果研究: I. 水质改善的应急与长期效果与机制[J]. 湖泊科学,2012,24(6):801-810.
- [6] Yang M, Yu J W, Li Z L, et al. Taihu lake not to blame for Wuxi's woes[J]. Science,2008,319(5860):158.
- [7] 秦伯强,杨柳燕,陈非洲,等. 湖泊富营养化发生机制与控制技术及其应用[J]. 科学通报,2006,51(16):1857-1866.
- [8] 陈荷生. 太湖生态修复治理工程[J]. 长江流域资源与环境,2001,10(2):173-178.
- [9] 杨林章,施卫明,薛利红,等. 农村面源污染治理的“4R”理论与工程实践——总体思路与“4R”治理技术[J]. 农业环境科学学报,2013,32(1):1-8.
- [10] Scheffer M, Carpenter S, Foley J A, et al. Catastrophic shifts in ecosystems[J]. Nature,2001,413(6856):591-596.
- [11] 张 奇. 人工湖滨湿地磷素汇-源功能转化及理论解释[J]. 湖泊科学,2007,19(1):46-51.
- [12] 钟继承,刘国锋,范成新,等. 湖泊底泥疏浚环境效应: I. 内源磷释放控制作用[J]. 湖泊科学,2009,21(1):84-93.
- [13] 张同祺. 人工曝气强化技术对缓流重污染水体水质应急修复的研究[D]. 苏州:苏州科技学院,2011.
- [14] 林建伟,朱志良,赵建夫. 曝气复氧对富营养化水体底泥氮磷释放的影响[J]. 生态环境,2005,14(6):812-815.
- [15] 吴浩云,刁训娣,曾赛星. 引江济太调水经济效益分析——以湖州市为例[J]. 水科学进展,2008,19(6):888-892.
- [16] 贾锁宝,尤迎华,王 嵘. 引江济太对不同水域氮磷浓度的影响[J]. 水资源保护,2008,24(3):53-56.
- [17] 刘 艳. 铝钛电极电絮凝法处理造纸废水工艺及机理的研究[D]. 西安:陕西科技大学,2015.
- [18] 邹 华,潘 纲,陈 灏. 壳聚糖改性黏土对水华优势藻铜绿微囊藻的絮凝去除[J]. 环境科学,2004,25(6):40-43.
- [19] 潘 纲,张明明,闫 海,等. 黏土絮凝沉降铜绿微囊藻的动力学及其作用机理[J]. 环境科学,2003,24(5):1-10.
- [20] Han M Y, Kim W. A theoretical consideration of algae removal with clays[J]. Microchemical Journal,2001,68(2/3):157-161.
- [21] 刘恩生. 生物操纵与非经典生物操纵的应用分析及对策探讨[J]. 湖泊科学,2010,22(3):307-314.
- [22] 刘建康,谢 平. 用鲢鳙直接控制微囊藻水华的围隔试验和湖泊实践[J]. 生态科学,2003,22(3):193-198.
- [23] 俞海桥,方 涛,夏世斌,等. 不同生态修复措施下太湖西五里湖沉积物氮磷形态的时空分布[J]. 湖泊科学,2007,19(6):683-689.
- [24] Schwarzenbach R P, Escher B, Kathrin F, et al. The challenge of micropollutants in aquatic systems[J]. Science,2006,313(25):1072-1077.
- [25] Shannon M A, Bohn P W, Elimelech M, et al. Science and technology for water purification in the coming decades[J]. Nature,2008,452(7185):301-310.
- [26] Pan G, Dai L C, Li L, et al. Reducing the recruitment of sedimented algae and nutrient release into the overlying water using modified soil/sand flocculation-capping in eutrophic lakes[J]. Environmental Science & Technology,2012,46(9):5077-5084.
- [27] Pan G, Chen J, Anderson D M. Modified local sands for the mitigation of harmful algal blooms[J]. Harmful Algae,2011,10(4):381-387.

- [28] 张运林, 陈开宁, 秦伯强. 五里湖南岸生态示范工程对水下光场的改善效果研究[J]. 水科学进展, 2007, 18(1): 86–94.
- [29] 陈 潇, 潘文斌, 王 牧. 福建闽江水口水库凤眼莲空间分布特征及其动态[J]. 湖泊科学, 2012, 24(3): 391–399.
- [30] 宁 萍, 谭 聪, 王红梅. 三峡库区有害水生植物的肆虐现状及危害探讨[C]. 第十二届全国内河船舶与航运学术会议. 北京, 2012.
- [31] 郭 辉, 黄国兵. 水生植物、水流及底泥再悬浮耦合影响规律研究进展[J]. 长江科学院院报, 2013, 30(8): 108–112.
- [32] 郑建初, 常志州, 陈留根, 等. 水葫芦治理太湖流域水体氮磷污染的可行性研究[J]. 江苏农业科学, 2008(3): 247–250.
- [33] 高 雷, 李 博. 入侵植物凤眼莲研究现状及存在的问题[J]. 植物生态学报, 2004, 28(6): 735–752.
- [34] Malik A. Environmental challenge vis a vis opportunity: the case of water hyacinth[J]. Environment International, 2007, 33(1): 122–138.
- [35] Wilson J R, Holst N, Rees M. Determinants and patterns of population growth in water hyacinth[J]. Aquatic Botany, 2005, 81(1): 51–67.
- [36] Abbasi S, Nipanay P C. Infestation by aquatic weeds of the fern genus *Salvinia*: its status and control [J]. Environmental Conservation, 1986, 13(3): 235–241.
- [37] Villamagna A M, Murphy B R. Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review [J]. Freshwater Biology, 2009, 55(2): 1–18.
- [38] Heard T A, Winterton S L. Interactions between nutrient status and weevil herbivory in the biological control of water hyacinth [J]. Journal of Applied Ecology, 2000, 37(1): 117–127.
- [39] Howard G W, Harley K. How do floating aquatic weeds affect wetland conservation and development? How can these effects be minimized? [J]. Wetlands Ecology and Management, 1998, 5(3): 215–225.
- [40] Olivares E, Colonnello G. Salinity gradient in the Mánamo River, a dammed tributary of the Orinoco Delta, and its influence on the presence of *Eichhornia crassipes* and *Paspalum repens* [J]. Interciencia, 2000, 25(5): 242–248.
- [41] Center T D, Dray F A, Jubinsky G P, et al. Biological control of water hyacinth under conditions of maintenance management: can herbicides and insects be integrated? [J]. Environmental Management, 1999, 23(2): 241–256.
- [42] Gunnarsson C C, Petersen C M. Water hyacinths as a resource in agriculture and energy production: a literature review [J]. Waste Management, 2007, 27(1): 117–129.
- [43] DeBusk T A, Dierberg F E, Reddy K R. The use of macrophyte-based systems for phosphorus removal: an overview of 25 years of research and operational results in Florida[J]. Water Science and Technology, 2001, 44(11/12): 39–46.
- [44] Rommens W, Maes J, Dekeza N, et al. The impact of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in a eutrophic subtropical impoundment (Lake Chivero, Zimbabwe). I. Water quality [J]. Archiv Fur Hydrobiologie, 2003, 158(3): 373–388.
- [45] Hammer D A. Designing constructed wetlands systems to treat agricultural nonpoint source pollution[J]. Ecological Engineering, 1992, 1(1/2): 49–82.
- [46] Lu J B, Fu Z H, Yin Z Z. Performance of a water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) system in the treatment of wastewater from a duck farm and the effects of using water hyacinth as duck feed [J]. Journal of Environmental Sciences, 2008, 20(5): 513–519.
- [47] Trivedy R K, Thomas S. Review of performance data of few pilot and full scale aquatic weed based waste treatment plants from India [J]. Asian Journal of Microbiol Biotechnol and Environ Science, 2004, 6(1): 157–162.
- [48] Reddy K R, Campbell K L, Graetz D A, et al. Use of biological filters for treating agricultural drainage effluents [J]. Journal of Environmental Quality, 1982, 11(4): 591–595.
- [49] Polprasert C, Kessomboon S, Kanjanaprapin W. Pig waste – water treatment in water hyacinth ponds [J]. Water Science and Technology, 1992, 26(9/10/11): 2381–2384.
- [50] Sajin S A, Bulc T G, Vrhovsek D. Comparison of nutrient cycling in a surface – flow constructed wetland and in a facultative pond treating secondary effluent [J]. Water Science and Technology, 2005, 51(12): 291–298.
- [51] 余远松, 邓润坤. 凤眼莲水生生物系统处理大型养猪场废水的应用研究[J]. 农业环境保护, 2000, 19(5): 301–303.
- [52] Sooknah R D, Wilkie A C. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater [J]. Ecological Engineering, 2004, 22(1): 27–42.
- [53] Tripathi B D, Upadhyay A R. Dairy effluent polishing by aquatic macrophytes [J]. Water Air and Soil Pollution, 2003, 143(1/2/3/4): 377–385.
- [54] 严少华, 王 岩, 王 智, 等. 水葫芦治污试验性工程对滇池草海水体修复的效果 [J]. 江苏农业学报, 2012, 28(5): 1025–1030.
- [55] Peralta – Videia J R, Lopez M L, Narayan M A, et al. The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: implications for the food chain [J]. The International Journal of Biochemistry & Cell Biology, 2009, 41(8/9): 1665–1677.
- [56] de Oliveira J A, Cambraia J, de Sousa M V, et al. Sulphate uptake and metabolism in water hyacinth and salvinia during cadmium stress [J]. Aquatic Botany, 2009, 91(4): 257–261.
- [57] Mishra V K, Tripathi B D. Accumulation of chromium and zinc from aqueous solutions using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 164(2/3): 1059–1063.
- [58] Satyakala G, Jamil K. Chromium – induced biochemical changes in *Eichhornia crassipes* (Mart) solms and *Pistia stratiotes* L. [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1992, 48(6): 921–928.
- [59] Zhu Y L, Zayed A M, Qian J H, et al. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: II. Water hyacinth [J]. Journal of Environmental Quality, 1999, 28(1): 339–344.
- [60] Lagos C, Urrutia R, Decap J, et al. *Eichhornia crassipes* used as tertiary color removal treatment for Kraft mill effluent [J]. Desalination, 2009, 246(1/2/3): 45–54.
- [61] Xia H L, Ma X J. Phytoremediation of ethion by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) from water [J]. Bioresource Technology, 2006, 97(8): 1050–1054.
- [62] Jayaweera M W, Kasturirachchi J C. Removal of nitrogen and phosphorus from industrial wastewaters by phytoremediation using water hyacinth [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms] [J]. Water Science and Technology, 2004, 50(6): 217–225.

顾洪如, 杨 杰, 潘孝青, 等. 异位发酵床猪粪尿处理技术综述[J]. 江苏农业科学, 2017, 45(21): 6-9.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.21.002

异位发酵床猪粪尿处理技术综述

顾洪如, 杨 杰, 潘孝青, 张 霞

(农业部种养结合重点实验室/江苏省农业科学院畜牧研究所, 江苏南京 210014)

摘要: 畜禽规模养殖中粪尿产生的环境污染问题严重。据相关数据, 农业面源 COD 和总氮排放量分别占全国排放量的 43.7% 和 57.2%, 生猪养殖污染占畜禽养殖业污染的 80%~90%。大量未经处理的生猪粪尿所造成的环境污染已威胁到农业和社会经济的可持续发展。本文介绍了一种新型养猪粪尿处理设施技术——异位发酵床的原理、处理工艺、结构、运行管理、存在问题及建议, 以期能够为畜禽粪便污染治理提供技术支持。

关键词: 异位发酵床; 猪; 粪尿; 处理技术

中图分类号: X713 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)21-0006-04

利用发酵床养殖技术控制和降低粪尿对环境的污染近年来得到了较为广泛的研究和应用。利用如谷壳、木屑、秸秆等农业废弃物作垫料, 添加微生物菌剂, 对猪粪尿进行原位发酵降解, 并形成有机肥的发酵床养猪技术, 是一种将畜禽饲养及粪尿处理统一在养殖舍内完成的环保型饲养方式, 免去冲洗猪舍产生的大量污水, 达到无臭味、无排放、猪粪尿资源化利用的目的。但该技术在实际生产应用中遇到一些问题, 如发

酵床制作对垫料原料的需求量非常大, 导致原料成本较高; 传统猪舍改造成本高及养殖者对技术接受度低等。而猪粪处理池与发酵床结合形成异位发酵床是一种新型养猪粪尿处理设施技术, 适合于传统猪舍的粪尿处理^[1-3]。

养猪生产过程产生的大量粪尿如缺少治理设施, 则污染环境, 但通过恰当技术手段加以利用, 则可实现经济效益、社会效益和生态效益三赢。异位发酵床是一种新的猪粪尿排泄物处理模式, 该技术从源头上能够控制传统规模化猪场造成的粪尿处理, 是农业部推荐的养殖粪污处理模式^[4]。董立婷等通过对微生物异位发酵床猪熟化垫料的养分含量、主要重金属含量、种子发芽率指数、蛔虫卵死亡率、粪肠大肠杆菌进行试验分析得出: 发酵处理过后的垫料营养物质丰富, 总养分含量、重金属含量均符合农业部有机肥料标准 (NY525—

收稿日期: 2017-08-17

基金项目: 江苏省农业三新工程项目 (编号: SXGC[2016]331); 农业部种养结合重点实验室项目 (编号: 32103020)。

作者简介: 顾洪如 (1963—), 男, 江苏盐城人, 研究员, 主要从事畜禽生态健康养殖研究。Tel: (025) 84391223; E-mail: guhongrujs@163.com。

[63] Trivedy P K, Gudekar V R. Treatment of textile - industry waste using water hyacinth[J]. Water Science and Technology, 1987, 19 (10): 103-107.

[64] Nor Y M. Phenol removal by *Eichhornia crassipes* in the presence of trace metals[J]. Water Research, 1994, 28(5): 1161-1166.

[65] 乐毅全, 郑事章, 周纪伦. 凤眼莲 - 根际微生物系统的降酚效应[J]. 植物生态学与地植物学学报, 1990, 14(2): 151-159.

[66] Stowell R, Tchoba G, Ludwig R, et al. Concepts in aquatic treatment system design [J]. Journal of the Environmental Engineering Division, 1981, 107(5): 919-940.

[67] Metcalf & Eddy Inc. Wastewater engineering: treatment and reuse [M]. 4th ed. New York: McGraw - Hill, 2003: 50-51.

[68] Moorhead K K, Reddy K R. Oxygen transport through selected aquatic macrophytes[J]. Journal of Environment Quality, 1988, 17 (1): 138-142.

[69] Sooknah R. A review of the mechanisms of pollutant removal in water hyacinth systems [J]. Science & Technology Research Journal, 2016, 6: 49-57.

[70] Reddy K R, Tucke J C. Effect of nitrogen source on productivity and nutrient uptake of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) [J]. Economic Botany, 1988, 37: 236-246.

[71] 高 岩, 易 能, 张志勇, 等. 凤眼莲对富营养化水体硝化、反硝

化脱氮释放 N₂O 的影响[J]. 环境科学学报, 2012, 32(2): 349-359.

[72] Liu X H, Gao Y, Wang H L, et al. Applying a new method for direct collection, volume quantification and determination of N₂ emission from water[J]. Journal of Environmental Sciences, 2015, 27: 217-224.

[73] Ghabbour E A, Davies G, Lam Y Y, et al. Metal binding by humic acids isolated from water hyacinth plants (*Eichhornia crassipes* [Mart.] Solm - Laubach; Pontedericeae) in the Nile Delta, Egypt [J]. Environmental Pollution, 2004, 131(3): 445-451.

[74] 张振华, 高 岩, 郭俊尧, 等. 富营养化水体治理的实践与思考——以滇池水生植物生态修复实践为例[J]. 生态与农村环境学报, 2014, 30(1): 129-135.

[75] 曾祥华, 孙 慧. 太湖流域生态补偿机制研究[J]. 江南论坛, 2012(7): 28-29.

[76] 马春燕. 完善太湖流域生态补偿机制, 保护太湖山水资源——兼评《江苏省环境资源区域补偿办法》[J]. 三峡环境与生态, 2010, 3(2): 52-56.

[77] 虞锡君, 张建明. 构建太湖流域水生态补偿机制探讨[C]//第三届环境与发展中国论坛, 中华环保联合会会议论文集. 北京, 2007: 56-59.

[78] 陈 军, 谭显英, 陈祖军. 太湖流域省际边界河湖治理生态补偿机制研究[J]. 水资源保护, 2012, 28(2): 85-90.