

生物操纵方法调控湖泊富营养化研究进展*

王瑜^{2,1} 刘录三^{1**} 方玉东³ 刘存歧² 朱延忠¹

1. 中国环境科学研究院河流与海岸带环境创新基地, 北京 100012; 2. 河北大学生命科学学院, 保定 071002;

3. 国家自然科学基金委员会, 北京 100085

摘要 随着流域资源的不合理利用与农业面源污染的持续加剧, 我国湖泊富营养化已呈现出日益严重趋势, 由此引起湖泊生物多样性下降、生态系统退化等一系列生态环境问题. 文中简要概述了湖泊富营养化的现状、发生机理及其危害, 详细论述了利用生物方法调控湖泊富营养化的研究进展. 具体包括种植水生维管束植物、生物浮床技术、微生物净化技术、生物链调控技术等, 并对各种方法的适用性、经济性、限制条件进行评价. 着重介绍了通过构建具有削盐、控藻、碎屑功能的复合生物链, 来调控湖泊富营养化水平, 分析了藻类、水生维管束植物、浮游动物、鱼类之间的相互关系及其在维持湖泊生态平衡中的作用. 另外, 对目前湖泊富营养化治理过程中存在的问题及今后发展趋势进行了分析与展望.

关键词 湖泊富营养化 生物操纵 生物链

富营养化指湖泊、水库、河口、河流以及某些近海水体中营养物质(主要是氮、磷)过量而引起水体植物(如藻类及水生植物)的大量生长, 水体溶解氧含量下降, 水质恶化, 鱼类及其他水生生物大量死亡的现象^[1]. 当水体中营养盐含量过多, 在光照、水温等外界条件适宜情况下, 通常会引起藻类及浮游生物大量生长, 进而对湖泊、水库等水体的正常功能造成危害.

1 湖泊富营养化现状

20世纪中期, 富营养化率先成为欧洲、北美等发达地区湖泊和水库所面临的最主要污染问题^[2]. 此后, 富营养化开始迅速扩展到全球范围, 有调查显示: 亚洲54%的湖泊富营养化、欧洲达到53%、北美达到48%、南美洲达到41%、而在非洲也达到了28%^[3]. 例如, 作为日本第二大湖泊的霞浦湖因其巨大的可利用水资源, 曾在灌溉、生活、工业、内陆渔业和休闲等方面发挥着极为重要的作用. 但

早在1900年初期, 霞浦湖的富营养化已达相当程度, 该湖曾经是著名的旅游景点, 因水污染加剧而于1973年被迫关闭^[4]. 在巴西圣保罗州, 由于藻类水华和水生大型植物的滋长, 以及水体娱乐功能的丧失, 地产的价格贬值幅度高达50%^[5].

我国湖泊类型众多、分布广泛, 全国共有1 km²以上的湖泊2759个, 总面积达91019 km², 占国土面积的0.95%, 其中约三分之一为淡水湖泊, 且主要分布在东部沿海与长江中下游地区^[6]. 近年来随着经济的高速发展和不适当的湖泊资源开发利用, 以及农业面源污染加剧, 导致湖泊富营养化问题已十分严重: 这些湖泊中多数已经发生富营养化或正处在向富营养化状态发展进程中^[7], 湖泊生态系统和功能持续退化, 蓝藻水华频繁暴发, 水质性缺水日趋加剧, 严重影响湖区人民的生产生活与饮水安全, 制约了区域社会经济的可持续发展, 造成了巨大的经济损失与社会问题. 2007年5月, 太湖蓝藻集中暴发, 导致无锡部分地区饮用水源地受

2009-05-07 收稿, 2009-08-24 收修改稿

* 水体污染控制与治理科技重大专项课题(2009ZX07209-008)和环保公益性行业科研专项(2008467041)资助项目

** 通信作者, E-mail: liuls@craes.org.cn

到严重污染,自来水发臭无法饮用,市民纷纷抢购纯净水。太湖流域的水资源污染问题再一次给我们敲响了警钟。而根据国家环境保护部2008年中国环境状况公报:在监测营养状态的26个湖库中,重度富营养的1个,占3.8%;中度富营养的5个,占19.2%;轻度富营养的6个,占23.0%。因此,我国湖泊已经普遍面临富营养化且形势严峻,湖泊富营养化已成为我国最重要的水环境问题之一。

2 湖泊富营养化的发生及危害机理

湖泊富营养化的发生包含一系列生物、化学和物理变化的过程,其作用机制与演变过程十分复杂^[8],学术界对湖泊富营养化的形成机理也存在多种解释,目前普遍为人们所接受的是生命周期理论。该理论认为,水体中氮、磷化合物过量,引起藻类和大量浮游植物大量繁殖,水中溶解氧急剧下降,透明度降低,浮游生物、鱼类等因缺氧而大量死亡,其尸体腐烂又加重水质污染和恶化。由此来看,氮、磷的过量排放是造成富营养化的根本原因。此外,适宜的光照和温度、大气沉积作用、水体pH值、CO₂含量、缓慢的水流流态等,也容易造成湖泊富营养化的频繁发生^[9,10]。

湖泊富营养化的危害极大,通过降低湖泊生物多样性,破坏水生生态系统的结构,严重削弱湖泊生态系统的服务功能,进而危害人类健康,制约区域社会经济的可持续发展。首先,大量浮游植物或者浅水根生植物的分解消耗大量溶解氧,释放大量的溶解性有机物,加之藻类在代谢死亡过程中释放各种藻毒素^[11],导致水质急剧恶化,严重危及湖泊饮用水源地安全,而且一些藻类释放的微囊藻毒素还会通过生物积累与放大,逐步在鱼类和湖泊其他水产品体内富集,通过食物链进入人体,对人类健康构成严重威胁^[12]。其次,大量浮游植物和藻类的生长繁殖,使水体色度增加、水质浑浊、溶解氧量下降,导致鱼类种类数量减少、渔业减产、死鱼、阻塞航道,水体经济价值大大降低,并可能导致湖泊沼泽化。最后,富营养化湖泊中耐污藻类的大量繁殖,导致水体生境条件的巨大变化,使具有经济价值和观赏价值的水生高等植物、底栖生物和鱼类种群显著减少甚至消亡,引起湖泊的生物多样性下降和生态系统退化^[13],进而引起水质和湖泊生态功能的退化。

3 生物方法调控治理湖泊富营养化

调控湖泊富营养化根本上是要解决水体的氮、磷等营养盐含量过高的问题,通常可采取以下措施:首先对湖泊的外源污染进行控制,主要任务是控制排入湖泊中的污染物浓度,减少或截断外部输入的营养物质;其次是对湖泊内源污染负荷的治理,治理的方法和措施主要有物理方法、化学方法和生物方法等。物理方法包括机械除藻、底泥疏浚、人工曝气等方法。物理方法由于不会带来污染物也不会导致生物入侵,因而是相对较为安全的方法,但也普遍存在能耗较大、运行成本高等缺点。化学方法包括添加化学药剂杀藻和凝聚沉降等。使用化学药剂杀藻收效快,但持续时间短且易造成二次污染,可能会给生态环境带来负面影响,所以只作为一种应急措施使用。生物方法是指利用生物的生理生化作用及食物链的传递过程,使湖泊中污染物与过量营养盐得到降解和转化,从而达到水体净化的目的。利用生物净化技术具有经济方便、能耗低的特点,且收效显著、环保效益好,因此越来越受到人们的重视。日前,用于修复水体富营养化的生物方法主要有种植水生维管束植物、微生物净化技术、生物浮床技术、生物链调控技术等,以下对具有广泛应用前景的几种生物方法进行介绍与评估。

3.1 种植水生维管束植物

种植水生维管束植物,特别是一些具有良好吸盐抑藻效应、便于收获、具有一定营养价值、可以用作饲料或具有其他经济价值的水生植物,通过对营养元素的吸收利用及自身代谢活动有效降低湖泊中氮、磷水平,增加水生植物生长区透明度,提高底栖动物和大型浮游动物的生物量^[14]。从生态位来看,水生维管束植物和浮游藻类在营养物质的利用上是竞争关系,在吸收水体和沉积物中营养盐的同时可有效抑制浮游藻类的生长,因而能够有效缓解湖泊富营养化程度。以挺水植物中广泛使用的香蒲为例^[15],每公顷香蒲每年可吸收氮2630 kg、磷403 kg、钾4570 kg^[16]。此外通过种植水生维管束植物,可为降解微生物提供良好的栖息场所,有利于微生物的生存:水生植物庞大的根系为细菌提供了多样性的生境^[17],为微生物的好氧呼吸提供了有利条件。方东^[18]在治理南京玄武湖富营养化过程中,通过种植珠草、叶绿藻、狐尾草

及黑轮藻等大型沉水植物,使玄武湖实现了从藻型浊水到草型清水的转化,目前,玄武湖生态工程区的水域从高度富营养化过渡到中度富营养化。在选择种植的种群时,由于植物种类不同,不同植物体内 N、P 浓度差异显著,因而对营养盐的吸收效果也存在显著差异。陈秋夏等^[19]研究表明,植物单株对 N 的吸收累积量与单株生物量呈正相关,单株对 P 的吸收累积量同时受到植株 P 浓度和植株生物量的影响。所以在选择植物时要把植物生物量与植株 N、P 浓度作为重要因子,同时结合种植种群的耐污能力、季节生长特征,选择冬春和夏秋两类不同功能群的植物,合理配置植物种类,增加植物群落稳定性与净化能力。综合以上考虑,芦苇、美人蕉、狐尾草、水葫芦、马来眼子菜、菖蒲、细叶莎草等对 N、P 具有较强的吸附能力,适应性广,生物量大,季节间稳定性高,又具有较高的观赏价值,建议在治理湖泊富营养化过程中,可根据不同的气候条件及富营养化程度进行大面积选栽种植。由于种植水生维管束植物具有成本低、能耗小、适用性广、管理简单、处理效果好等特点,近两年在治理湖泊富营养化过程中取得了很大进展。但同时需要考虑种植种群对地理环境的适应、生物入侵等情况的影响,对一些繁殖快、蔓延迅速的物种要进行适时打捞,定期收割,控制生长,防止其过度繁殖造成环境二次污染。

3.2 微生物净化技术

微生物作为自然界里个体最小,数量最大,分布最广,种类最多的生物类群^[20],由于它们本身所具有的降解能力在水质净化中起重要作用。作为湖泊生态系统中不可或缺的分解者,微生物通过厌氧处理与好氧处理对污水进行净化。厌氧处理是在封闭的无氧处理池中,厌氧细菌把有机物分解成 CO_2 等气体,生成物还可作为很好的燃料和肥料;而好氧处理是在有氧条件下,好氧细菌同化或分解污水中的有机物,一部分转化成为细菌的自身物质,一部分彻底分解为 CO_2 , NH_3 , P 等无机物,最终达到污水净化目的。微生物在富营养化水体的净化和生态恢复的过程中起着积极的作用。而且微生物还可作为浮游动物的食物,有利于稳定水体中的浮游动物食物网,进而维持整个湖泊生态系统的稳定。刘青等^[21]通过使用微生物净水剂实施了对武汉市青

菱河修复工程。结果显示,微生物净化技术具有见效快、周期短的特点,能有效增强水体净化能力,透明度与叶绿素 a 含量得到明显改善,水体中总氮总磷等水质指标均达到了国家地表水 IV 类水标准。在实际应用中,目前常使用的有固定化光合细菌、固定化氮循环细菌、EM 制剂等。需要指出的是,微生物净化过程复杂,首先要对上万种菌株进行筛选。在不同湖泊要因地制宜选配菌种,确定投加量。其次要搞清所加微生物菌剂之间的关系及代谢途径,避免菌剂间产生抑制与竞争。另外,微生物的修复过程是一种生命活动,其代谢活性容易受到温度、溶氧、底泥浓度、酸碱性等环境条件变化的影响^[22],因而微生物净化技术在自然条件下的有效性和适应性如何还有待进一步考证,在实际应用中还存在一定的局限。

3.3 生物浮床技术

生物浮床技术是按照自然规律,运用无土栽培技术原理,综合利用现代农艺和生态工程措施,在以富营养化为主体的污染水域水面种植粮食、蔬菜、花卉或绿色植物等各种适宜的陆生植物。通过植物根部的吸收、吸附作用,分解、转化、富集、浓缩水体中氮、磷等营养物,从而使水体得到净化。在实际操作中,应当选择那些具有栽培容易、生长速率快、经济价值高、适应水质现状等特点的陆生植物。钱明浩等^[23]采用水面栽培陆生植物多花黑麦草修复浸出油厂外排废水 COD_{Cr} 的去除率达到 91.3%。同时创造出适宜多种生物生息繁衍的环境条件,在有限区域重建并恢复水生态系统。这种技术在我国许多河流、湖泊都已经得到验证与应用,如北京永定河引渠罗道庄河道、杭州南应加河河道、上海华槽杨树湾河道、无锡五里湖工程、上海七宝宝华小区河道、上海青浦区府前河道等^[24]。生物浮床技术比较适用于小而浅的、相对封闭的湖泊系统,这样不仅治理所需资金少,而且由于本身所具有的遮蔽、涡流、饵料等特点,构成了野生生物栖息的良好环境,对种植在浮床上的植物进行合理的季节搭配、种属搭配、景观搭配,能提高其对重金属和氮、磷等营养物的吸收、富集效果,在收获农副产品,美化水域景观的同时,取得良好的治理效果。

3.4 生物链调控技术

3.4.1 经典生物操纵与非经典生物操纵 在湖泊生态系统中, 水体中藻类、水生植物、浮游动物、底栖软体动物、鱼类等分别作为不同食物链中的一环, 通过捕食、竞争等关系制约着各种生物的生物量, 进而影响到水体中氮、磷等营养盐的吸收与转化, 因此可以通过调控食物链环节来达到改善湖泊水质的目的. 传统上最为代表性的有经典生物操纵理论与非经典生物操纵理论. 经典生物操纵理论是指通过调控生物链, 增加肉食性鱼类与减少滤食性鱼类来调节浮游动物的结构和种群数量^[25], 促进滤食效率高的植食性大型浮游动物快速发展, 进而降低藻类生物量, 提高水体透明度, 改善水质. 非经典生物操纵理论是指通过控制凶猛鱼类及放养食浮游生物的滤食性鱼类来直接控制藻类的生物操纵方法. 经典的生物操纵在那些营养盐富集不多(总磷在0.05—0.15 mg/L范围内的湖泊、藻类由小型种类组成的湖泊中最为有效, 但对于一些富营养化程度高, 尤其是蓝藻水华暴发的湖泊, 因为高浓度和大个体的蓝藻会抑制浮游动物的取食^[26], 经典生物操纵的应用就受到了限制^[27]. 非经典生物操纵通过调节滤食性鱼类(如鲢鱼和鳙鱼)的数量直接控制蓝藻, 也有效控制和缓解了水体富营养化的进程, 对水质的恢复起到了积极的促进作用. 李琪^[28]在山东东周水库进行的鲢鱼围隔实验表明, 鲢鱼对铜绿微囊藻水华有明显的控制作用, 明显减少了硅藻和大型绿藻的生物量. 该方法也被广泛应用到太湖、巢湖的富营养化治理中, 并取得了良好的效果. 但这种方法的控藻效果受到很多因素影响, 如放养模式、放养密度、湖泊形态、地域特征、群落结构等, 因而该生物操纵应依据于对所治理水体生物群落结构及相互关系的充分了解之上开展调控, 才能取得良好的治理效果.

3.4.2 削盐、控藻、碎屑复合生物链 传统生物链调控技术往往强调利用水生生物群落某一营养级的生态功能, 而忽视整个生物链这一相对独立的单元对水体富营养化的调控功能. 实际上, 任何营养级的生物, 都受到相邻营养级通过捕食、竞争等作用的制约与影响. 因此, 针对目前典型的富营养化湖泊, 通过对不同营养级的生物组合进行优化配

置, 构建具有削减营养盐、控制藻类生长或促进沉积物中碎屑分解等特定生态功能的生物链, 可以在不同层次上充分发挥生物组分对富营养化调控的功能. 下面针对富营养化湖泊中的几种常见现象, 即营养盐含量过高、藻类大量生长与沉积碎屑过度积累等问题, 尝试性地分析能够有效缓解这些生态问题的生物链, 探讨目标生物链在实际操作中的可行性, 以期对今后湖泊富营养化的治理与调控提供必要的理论支持.

(1) 营养盐削减的生物链筛选及优化调控技术

该类型生物链以削减水体中的营养盐含量为目的. 首先, 需要通过野外调查与监测, 明确富营养化湖泊中水生植物、游泳动物等水生生物的种类、数量和分布特征, 辨识富营养化湖泊典型生物链的类型、营养结构及主要功能组团. 其次, 需要识别并确定具有较强吸收、削减N/P等水体营养负荷生物链类型(如沉水、挺水或浮叶植物—草食性鱼类)作为潜在削盐目标生物链. 之后, 通过试验模拟结合野外监测, 进一步筛选具有显著营养负荷削减效应和高营养负荷耐受能力, 且自我维持能力高的生物链作为目标生物链. 在必要情况下, 以营养盐负荷削减为目标, 可适当引入具有良好吸盐抑藻效应的水生植物和土著草食性鱼类, 优化调整湖泊生物链和营养级结构, 使生物链对营养盐的吸收去除效率最大化, 并能有效抑制藻类生长, 从而构建营养负荷削减的生物链筛选及其优化调控技术.

(2) 密度制约的控藻生物链筛选及其优化调控技术

该类型生物链以控制水体中藻类过度生长为目的. 首先, 需要通过对典型富营养化水体进行周年调查与监测, 确定导致富营养化的主要优势藻. 其次, 识别对富营养化藻类种群生长具有显著生物密度制约效应的生物链类型(如藻类—浮游动物—肉食性鱼类等)作为潜在控藻目标生物链. 之后, 通过试验模拟结合野外监测, 进一步筛选并确定以藻类为第一营养级, 对主要富营养化藻类具有显著定向生物密度制约效应的藻—滤食鱼类、藻—微生物—浮游动物—鱼类等生物链. 另外, 基于湖泊土著微生物与藻类之间的生物链关系及其对营养盐变化的响应关系, 培养捕食藻类的优势菌群; 分析藻型生物链营养物质传递的级联效应, 基于生物操纵方

法,通过围网方式,人工调整肉食性、滤食性鱼类种群比例,并确定适度规模的自然放养模式,同时适当配置土著微生物和枝角类等大型浮游动物,进一步优化藻型生物链的结构,研发肉食性、滤食性鱼类等水生生物的生物控藻技术^[29],建立基于密度制约的控藻生物链筛选及其优化调控技术。

(3) 碎屑生物链的筛选及优化调控技术

该类型生物链以控制湖泊沉积环境中的有机碎屑为目的。首先,需要通过对湖泊底栖生态系统进行野外调查,确定食腐屑水生生物的主要类群及其时空分布^[30]。其次,结合生物实验模拟,定量分析评估底栖软体动物、线虫、水蚤类、虾蟹类及食腐屑鲤科鱼类等水生生物分解处理有机碎屑的能力。之后,筛选对各类富含 N/P 元素有机碎屑具有显著分解处理能力,且自身环境适应能力强的底栖生物类群,构建以有机碎屑作为第一营养级、由碎屑食性动物与其捕食者和更高捕食者(如具有较高经济价值的大型肉食性鱼类)构成更高营养级、能有效消化分解各类动植物有机沉积的碎屑生物链,从而控制有机碎屑沉积速率,有效缓解因内源营养负荷释放导致次生富营养化加剧的趋势。

(4) 削盐—控藻—碎屑生物链联合调控富营养化技术

在上述不同类型生物链调控富营养化技术基础上,为充分发挥削盐、控藻、碎屑等不同类型的生物链对富营养化的联合调控效应,可建立具有不同富营养化水平的多个围隔试验小区,研究不同类型的生物链组合在控制湖泊富营养化方面的应用效果。通过系列围隔小区试验,剔除相互间具有拮抗作用的生物链组合与配置类型,优选兼容稳定性好、对富营养化联合调控效应显著的生物链组合,从而建立高效稳定的削盐—控藻—碎屑生物链联合调控富营养化技术。

可以看出,削盐—控藻—碎屑复合生物链调控富营养化技术突破了传统上单纯利用水生生物群落某一营养级治理湖泊富营养化的局限,从而具有广阔的应用前景。值得注意的是,利用复合生物链调控湖泊富营养化存在如下技术难点:首先,由于水生生态系统内部组分关系复杂^[31],需要明晰富营养化湖泊中水生生物之间的生物链关系与物质循环特征,以及复杂的水环境要素对生物链的影响机制和

作用方式;其次,水生态系统中生物链的类型复杂、功能各异,筛选出的目标生物链不仅要具有显著的特定生态功能,并且在该生态系统中需要具有较高的稳定性与自我维持能力。

4 湖泊富营养化治理过程中存在的问题与研究展望

日前,在相关专家学者的共同努力下,越来越多的湖泊富营养化治理方法得以不断开发与应用,但由于不同湖泊的水文条件、地形地貌以及区域社会经济发展水平等存在显著差异,在某些湖泊富营养化治理中取得成功的方法,在别的地区却不一定适用,这就需要在治理过程中针对湖泊自身特性选择不同的调控方法。与其他治理方法相比,生物方法具有成本低、可操纵性高、治理效果好、不会发生二次污染等特点,因而在治理湖泊富营养化方面具有其独特优势。当然,利用生物方法调控湖泊富营养化需要的周期相对较长,不适合用于水华爆发情况下的应急治理;同时,采取生物方法也要考虑物种间相互影响、生物种群对地理环境的适应、湖泊生态安全等情况。

总体来说,湖泊富营养化的治理任重而道远,它是一项长期而复杂的系统工程,在实际操作中应采取以防为主、防治结合的综合措施。首先要从外源污染与内源污染着手,有效控制点源与非点源污染物、营养盐等进入水体是最基本和最优先的环节^[32]。不能期望在外源性污染源未得到有效控制的情况下,仅依靠对湖泊开展生态恢复就能够显著改善水环境质量状况^[33]。其次,重视湖泊水环境的自身调控与修复,进行湖泊富营养化的发生和调控机理研究^[34],探明物理因素、环境化学因素、生物因素对其发生的影响机制,明确水生植物、水生动物、微生物之间及其与营养盐的关系,以及复杂的水环境对生物群落、生物链结构的影响,以生物操纵方法为主要调控手段,配合物理、化学方法,适当应用微生物净化技术、生物浮床技术,发挥复合生物链调控作用,建立完善、稳定的水生生态系统,强化湖泊富营养化预防机制^[35]。另外,通过制定预防性政策法规^[36],加强水环境行政管理,把湖泊富营养化治理作为系统工程,结合工程的、行政的、生态的、法律的各项措施,从而在整体上实现

湖泊生态良性循环,提高其生态服务功能的质量,促进区域社会经济与环境的协调发展。

参 考 文 献

- 1 王淑芳.富营养化防治研究与展望.环境科技,2005,18(4):54—56
- 2 Rodhe W. Crystallization of Eutrophication Concepts in North Europe. Washington: National Academy of Sciences, 1969, 50—64
- 3 ILEC/Lake Biwa Research Institute. Survey of the State of the World's Lakes. Nairobi, International Lake Environment Committee, Otsu and United Nations Environment Programme, 1993, Volumes I—IV
- 4 刘兆孝,吴国平,涂建峰.日本主要湖泊富营养化状况及治理.水利水电快报,2007,28(11):5—13
- 5 Unep-Ietc 著,刘建康译.湖泊与水库富营养化防治的理论与实践.北京:科学出版社,2003,28—49
- 6 王苏民,窦鸿身.中国湖泊志.北京:科学出版社,1998,3—21
- 7 秦伯强.长江中下游浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径初探.湖泊科学,2002,14(3):193—202
- 8 祖玲,韦众,丁淑荃.利用生物操纵与人工湿地技术改善新建大房郢水库水质的实践.环境科学与管理,2008,33(1):133—138
- 9 Xie L, Xie P. Long-term dynamics of phosphorus in a shallow, subtropical Chinese lake with the possible effects of cyanobacterial blooms. Water Res, 2002, 36: 343—349
- 10 Paerl HW. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: Importance of atmospheric deposition and groundwater as "new" nitrogen and other nutrient sources. Limnology and Oceanography, 1997, 42: 1154—1165
- 11 胡智泉,李敦海,刘永定.微囊藻毒素对水生生物的生态毒理学研究进展.自然科学进展,2006,16(1):14—21
- 12 黄萌.富营养化对水生生态系统的污染生态效应.科技情报开发与经济,2006,20(16):137—138
- 13 刘慧,王春丽.水体富营养化及其防治.应用能源技术,2006,5:24—27
- 14 刘晶,秦玉洁,潘伟斌,等.生物操纵理论与技术在富营养化湖泊治理中的应用.生态科学,2005,24(2):188—192
- 15 程功武,汪洁,涂建峰.适用于发展中国家的湖泊富营养化治理技术(下).水利水电快报,2007,28(14):12—16
- 16 贺锋,吴振斌.水生植物在污水处理和水质改善中的应用.植物学通报,2003,20(6):641—647
- 17 宋关玲.生物修复技术在水体富营养化治理中的应用.安徽农业科学,2007,35(27):8597—8598
- 18 方东,许建华.利用大型围隔研究沉水植物对治理南京市玄武湖富营养化的作用.见:第十三次全国水系污染与保护科技信息交流文献.2001
- 19 陈秋夏,郑坚,金川,等.水生植物对N、P的富集作用研究.江西农业大学学报,2008,30(3):437—442
- 20 郑焕春,周青.微生物在富营养化水体生物修复中的作用.中国生态农业学报,2009,17(1):197—202
- 21 刘青,袁观洁.微生物净水剂在流动水体修复中的应用.华中科技大学学报,2008,25(1):82—84
- 22 霍伟洁,肖晶晶,黄亚丽,等.微生物技术修复水污染的研究进展.生物技术通报,2008,(4):94—98
- 23 钱明浩.水面栽培多花黑麦草净化浸出油厂废水初步研究.安徽师范大学学报,1997,20(3):264—268
- 24 陈文祥.利用生物措施提高水环境承载力的对策.北京:中国水利水电出版社,2002,13—43
- 25 Shapiro J, Lamarra V, Lynch M. Biomanipulation: An Ecosystem Approach To Lake Restoration. Univ Fla Gainesville, 1975, 69—85
- 26 Rohrlack T, Dittmann E, Henning M, et al. Role of Microcystins in poisoning and food ingestion inhibition of *Daphnia galeata* caused by the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. Appl Environ Microbiol, 1999, 65: 737—739
- 27 Carpenter SR, Christensen DL, Cole JJ, et al. Biological control of eutrophication in lakes. Environ Sci Technol, 1995, 29: 784—786
- 28 李琪,李德尚,熊邦喜.放养鲢鱼(*Hypophthalmichthys molitrix*)对水库围隔浮游生物群落的影响.生态学报,1993(13):30—37
- 29 申玉春,熊邦喜,王辉.虾-鱼-贝-藻养殖结构优化试验研究.水生生物学报,2007,31(1):30—37
- 30 申玉春,熊邦喜,叶富.虾-鱼-贝-藻生态优化养殖及其水质生物调控技术研究.生态学杂志,2005,24(6):613—618
- 31 谢平.鲢、鳙与藻类水华控制.北京:北京科学出版社,2003,15—68
- 32 Howarth RW, Billen G, Swaney D, et al. Regional nitrogen budgets and riverine inputs of N and P for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. Biogeochemistry, 1996, 35: 75—139
- 33 秦伯强,杨柳燕,陈非洲.湖泊富营养化发生机制与控制技术及其应用.科学通报,2006,51(16):1857—1866
- 34 李娜,常会庆.利用生物方法治理水体富营养化的研究进展.河北农业科学,2008,12(8):96—98
- 35 金相灿,稻森悠平,朴俊大,等.湖泊和湿地水环境—生态修复技术与管理指南.北京:科学出版社,2007,253—298
- 36 Smith VH, Tilman GD, Nekola JC. Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environmental Pollution, 1999, 100: 179—196