常雅军,姚东瑞,韩士群,等. 基于基质吸附法与生物协同作用的强化生态浮床对不同富营养化水体的净化效果[J].江苏农业学报,2017,33(2):346-352.

doi:10.3969/j.issn.1000-4440.2017.02.017

基于基质吸附法与生物协同作用的强化生态浮床对不同富营养化水体的净化效果

常雅军1,2, 姚东瑞2, 韩士群1, 陈 婷1, 刘晓静2

(1. 江苏省农业科学院农业资源与环境研究所,江苏 南京 210014; 2. 江苏省中国科学院植物研究所,江苏 南京 210014)

摘要: 运用天然矿物海泡石、膨胀蛭石,工业副产物炉渣、粉煤灰以及微生物固定化载体海藻酸钙(包埋反硝化聚磷菌-DPAOs)制成低价高效的浮床复合基质,通过在此复合基质中接种微生物和在基质浮床上种植黑麦草,对城市生活污水和池塘富营养化水体进行净化效果研究。结果表明,复合基质配比为海泡石:膨胀蛭石:炉渣=3:3:2,每1.5 kg混合基质中投加10g微生物固定化颗粒制成的浮床复合基质,对城市生活污水和池塘富营养化水中总磷的去除率分别高达97.7%和96.6%,对全氮的去除率分别达到90.3%和80.1%。因此,本研究制成的生态浮床对富营养化水体具有高效脱氮除磷效果,尤其解决了植物浮床在水体磷去除方面效果较差的缺陷,可广泛应用于水上植物的规模化栽培和各种富营养化水体的系统修复。

关键词: 复合基质; 反硝化聚磷菌; 富营养化水体; 除磷脱氮; 去除率

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 1000-4440(2017)02-0346-07

Purification effect of floating bed on different eutrophic water bodies based on substrate absorption and bio-cooperation effect

CHANG Ya-jun^{1,2}, YAO Dong-rui², HAN Shi-qun¹, CHEN Ting¹, LIU Xiao-jing²

(1. Institute of Agricultural Resource and Environmental, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China; 2. Institute of Botany, Jiangsu Province and Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210014, China)

Abstract: Low cost and high efficient compound substrate of floating bed was made through the integration of natural mineral sepiolite, vermiculite, industrial by-product slag, fly ash and immobilized microorganism carrier calcium alginate (embedding denitrifying phosphorus accumulating organisms-DPAOs) in this study. Based on inoculating microorganisms in this substrate and planting ryegrass on the floating bed containing this substrate, the purifying effect of city sewage and eutrophic water of the pond was studied. The results showed that the compound substrate composed of sepiolite, vermiculite, slag at a proportion of 3:3:2. 10 gram immobilized microorganism particles were added per 1.5 kilogram compound substrate, the removal rate of TP of the two eutrophic water bodies reached to 97.7% and 96.6%, respectively, and total nitrogen re-

收稿日期:2016-04-19

基金项目:国家科技支撑计划项目(2015BAD13B0401);江苏省水产三新工程项目(Y2015-40);江苏省中国科学院植物研究所基金项目(YT2014-02)

作者简介:常雅军(1980-),女,甘肃天水人,博士后,主要从事 环境生态和污染水体修复治理方面的研究。(Email) changyajun802@ aliyun.com

通讯作者:姚东瑞,(E-mail)shuishengzu@126.com;韩士群,
(E-mail)shqunh@yahoo.com.cn

moval rate of that were 90.3% and 80.1%, respectively. In conclusion, the floating bed provided a high efficient removal system of nitrogen and phosphorus to eutrophic water. It especially solved the problem of the poor effect of plant floating bed on phosphorus removal, and it could be widely applied to large-scale cultivation of aquatic plants on water and the restoration of a variety of eutrophic water bodies.

Key words: compound substrates; denitrifying phosphate-removal bacteria; eutrophic water; phosphorus and nitro-

gen removal; removal rate

富营养化是当今世界面临的主要水污染问题之 一[1-3]。水体富营养化是指氮、磷等无机营养物大量 进入湖泊、海湾等相对封闭、水流缓慢的水体,从而引 起藻类和其他水生植物大量繁殖,水体溶解氧下降, 水质恶化,其他水生生物大量死亡的现象。其中磷是 水体富营养化的主要控制因素,所以废水除磷是预防 水体富营养化的重要手段。根据除磷机理,常见的除 磷方法有化学沉淀法、生物法和吸附法[3-6]。目前,国 内外应用较多、除磷效果较好的是生物法和化学沉淀 法,关注较多的是吸附法[5-8]。生物法运行费用较低, 在合适的条件下,可以去除废水中高达90%的磷;但 生物除磷对废水中有机物浓度(BOD)的依赖性很强, 当废水中有机物含量较低或磷含量超过 10 mg/L时, 出水很难满足磷的排放标准。因此,往往需要对出水 进行二次除磷处理[9-11]。化学除磷法虽然操作简单, 除磷效果好,但其不足之处是药剂费用较高,投加药 剂浓度高,出水色度增加[12-13]。而且化学沉淀产生的 化学污泥含水量大、脱水困难、难以处理,容易产生二 次污染[14]。吸附除磷法因具有工艺简单、成本低、使 用方便等优点而成为国内外研究的重点,但在实际应 用中其使用方式、吸附容量及重复利用或回收利用方 面还有待改进或提高,而活性氧化铝吸附剂及人工合 成吸附剂虽然可以提高吸附容量或回收率,但其运行 成本制约着其规模化的应用[15]。

近年来,在富营养化等污染水体的修复治理中, 人工浮床技术作为一种生物处理技术,不但可以对 水体进行原位修复,而且还具有可移动、无动力、无 维护、使用寿命长等特点[16-19]。但是,近年来的研 究结果和实践表明,植物浮床对水体净化效果相对 较差,尤其是磷的去除效果更差[20-21]。因为传统的 生态浮床仅通过植物根系吸收和植物同化来实现污 染物的去除,而植物根系吸收和植物同化污染物的 量又十分有限,如何提高生态浮床的净化效果是急 需解决的问题之一。研究者在生态浮床系统中加入 沸石填料,使得生态浮床对氮素污染物的去除率提 高到一定程度[22]。但在构成浮床的结构组成中,浮 床基质配置或填料的选择和使用非常关键,其性能 的好坏直接关系到污染物的去除效果[23-26]。因此, 研究和开发一些新型的适合富营养化水体修复的材 料对生态浮床的开发和研制具有十分重要的价 值^[27]。黑麦草是一种经济价值较高的牧草,具有茎叶繁茂、幼嫩多汁、产草量高、再生性强和适口性好等特点,为各种家畜所喜食,是中国南方地区栽培的优良牧草。目前,有关黑麦草在冬季浮床和湿地系统中的应用及其与其他植物在净化水体方面的比较研究较多^[28-30]。

因此,本研究为优化浮床净化性能,以天然矿物材料海泡石与膨胀蛭石,工业副产物炉渣与粉煤灰为基本原料,结合微生物固定化载体海藻酸钙(包埋反硝化聚磷菌-DPAOs)制成低价高效的浮床复合基质,以塑料泡沫板为载体,以多年生黑麦草坦克为复合基质浮床的供试植物。通过研究其对生活污水和池塘富营养化水体的的净化效果,达到基质吸附、植物吸收和微生物净化的协同作用,从而达到高效净化水体的目的,为新型生态浮床的构建和新型基质材料的开发提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 复合基质配置

以天然矿物材料海泡石、膨胀蛭石以及工业副产物炉渣、粉煤灰为基本原料,用自来水对海泡石、膨胀蛭石与炉渣进行彻底漂洗,同时对较大体积的炉渣进行适当的敲碎或粉碎处理,使得基质原料的颗粒粒径大小分别为:海泡石 1.52.0 mm,膨胀蛭石 3.015.0 mm,炉渣 5.050.0 mm,粉煤灰要求过 100目的网筛。接着利用手提式高压灭菌锅在压力 103kPa、温度 121 ℃下,对基质原料持续高温灭菌 30min。将灭菌后的基质原料自然晾干或太阳下晒干,然后按海泡石:膨胀蛭石:炉渣(体积比)=3:3:2混合均匀。

1.2 菌株来源与固定

本研究的反硝化聚磷菌来源于南京生活污水处理厂的活性污泥,采用传统的方法进行分离、富集和鉴定。利用海藻酸钠-氢氧化钙包埋交联法固定反硝化聚磷菌(DPAOs),制成微生物颗粒小球,然后将固定了DPAOs小球投加到混合均匀的基质中,平均每1.5 kg混合基质中投加10g微生物固定化颗粒。然后对基质喷洒适量的水,以利于微生物的生长繁殖。

1.3 基质铺设厚度

基质铺设顺序:海泡石、膨胀蛭石、炉渣的混合物在下层,粉煤灰铺放在最上层。具体铺设厚度可根据基质盛放容器及盛放方式的不同确定。本研究中将上述混合均匀的复合基质(海泡石、膨胀蛭石、炉渣)平铺于铺有塑料泡沫板的人工浮床,铺设厚度为 68 cm,上层再铺厚 25 cm 的粉煤灰,总体铺设按海泡石:膨胀蛭石:炉渣:粉煤灰(体积比)=3:3:2:2 完成,然后将盛有基质的浮床置于处理水体中。

1.4 供试植物

将黑麦草坦克播种在浮床上,出苗后水培 20 d 左右,然后把根系洗干净,移植到配置好的复合基质 浮床上,移植前和试验结束时分别测定污染水体氮 浓度、磷浓度。

1.5 试验设置

试验用水分别来自南京玄武区友谊河生活污水和江苏省中山植物园池塘富营养化水,常见水质指标如表 1 所示。试验选用 75 L 的蓝色塑料桶,每桶盛水 50 L,在水体上放置浮床进行静态试验处理,时间为 10 d。共设置 5 组处理:对照(CK)为浮床(无基质),处理 I 为浮床(无基质)+反硝化聚磷菌(DPAOs),处理 II 为浮床(铺有 8 cm 厚复合基质),处理 III 为浮床(铺有 8 cm 厚复合基质),处理 III 为浮床(铺有 8 cm 厚复合基质)+反硝化聚磷菌(DPAOs),处理IV为浮床(铺有 8 cm 厚复合基质)+反硝化聚磷菌(DPAOs)+黑麦草,每处理设 3 个平行。

表 1 不同富营养化水体中常见水质测定指标

Table 1 Index of water quality in different eutrophic water

水体类型	指标(mg/L)			
	总磷	总氮	铵态氮	硝态和亚硝态氮
生活污水	0.59±0.11	17.16±0.71	19.50±0.81	0.69 ± 0.04
池塘富营养化水	0.30 ± 0.01	3.92±0.12	0.90 ± 0.03	1.58±0.09

1.6 测试方法

水体中总氮(TN)含量测定采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(GB11894-1989)。总磷(TP)含量测定采用钼酸铵分光光度法(GB11893-1989)。铵态氮(NH₄-N)采用纳氏试剂法测定,硝态氮和亚硝态氮总含量使用水质测定仪测定。

1.7 数据分析

污染水体中总磷、总氮、铵态氮、硝态氮和亚硝态氮的去除率^[31-33]: $W_i = (C_0 - C_i)/C_0 \times 100\%$ 式中: W_i 为第 i 天污染物的总去除率; C_0 为初始污染物浓度; C_i 为第 i 天时污染物的浓度。所有数据均采用 3 次重复的平均值±标准偏差来表示。数据处理和绘图采用 Excel 2010 和 SigmaPlot 12.5 统计分析软件进行。

2 结果与分析

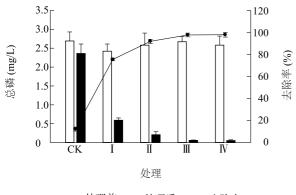
2.1 浮床复合基质对不同富营养化水体总磷的去除效果

图 1 显示,生活污水中,处理前总磷含量差异不显著。在无复合基质的对照组(CK)中,试验结束时总磷的下降率为 12.3%;在浮床中接种反硝

化聚磷菌(处理 I)后,磷浓度由处理前的 2.42 mg/L下降到 0.59 mg/L,去除率为 75.5%;在铺有混合基质的浮床(处理 II)中,磷浓度由处理前的 2.58 mg/L下降到 0.20 mg/L,去除率高达 91.9%; 当在水体浮床的复合基质中接种反硝化聚磷菌(处理 III)后,磷浓度由处理前的 2.67 mg/L下降到 0.06 mg/L,去除率达 97.7%;处理 IV 磷的去除率与无植物的处理 III 相近,去除率为 98.0%。而且处理 III 和处理 IV 在试验结束时总磷浓度达到地表水水源 III 类水标准(GB3838-2002)。

图 2 显示,在池塘富营养化水体中,处理前的总磷浓度均为 0.30 mg/L左右,属于轻度富营养化水体(总磷浓度低于 0.60 mg/L)。在无复合基质的对照组(CK)中,处理后水体中总磷浓度因池塘自净作用等去除率为 16.7%;在浮床中接种反硝化聚磷菌(处理 I)后,磷浓度由处理前的 0.30 mg/L下降到 0.10 mg/L,去除率上升为 67.3%;将混合基质填充在浮床中(处理 II),磷去除率达 93.4%;当反硝化聚磷菌和复合基质混匀铺设在浮床中(处理III),磷的去除率高达 96.6%;在处理III基础上栽种黑麦草(处理 IV),此水体中总磷浓度的变化与处理III基本

保持一致。试验结束时,各处理组中磷浓度均已低 于轻度富营养的评价指标(0.10 mg/L)并达到地表 水水源 I 类水标准(GB3838-2002), 而对照水体中 总磷浓度仍处于轻度富营养化水平。

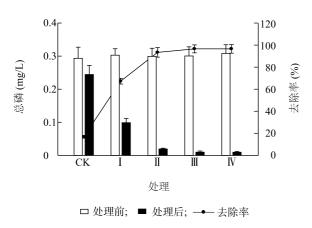


□ 处理前; ■ 处理后; —— 去除率

CK: 浮床(无基质); 处理 I: 浮床(无基质) + 反硝化聚磷菌 (DPAOs);处理Ⅱ:浮床(铺有8 cm 厚复合基质);处理Ⅲ:浮床 (铺有8 cm 厚复合基质)+ 反硝化聚磷菌(DPAOs);处理Ⅳ:浮 床(铺有8cm 厚复合基质)+ 反硝化聚磷菌(DPAOs)+黑麦草。

图 1 浮床复合基质对城市生活污水中总磷的去除效果

Fig.1 Total phosphorus removal effect of the floating bed with composite substrate for urban domestic sewage



CK、处理Ⅰ、处理Ⅱ、处理Ⅲ、处理Ⅳ同图1。

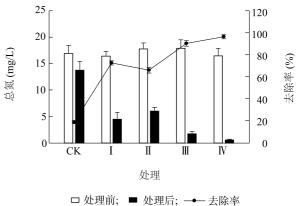
图 2 浮床复合基质对池塘富营养化水体中总磷的去除效果

Fig.2 Total phosphorus removal effect of the floating bed with composite substrate for pond eutrophication water

2.2 浮床复合基质对不同富营养化水体总氮的去 除效果

图 3 显示,城市生活污水处理前的总氮浓度 (16.50~18.00 mg/L) 差异不显著。在无复合基质 的对照组(CK)中,试验前后总氮变化率为18.7%;

接种反硝化聚磷菌(处理 I)后,水体氮浓度由处理 前的 16.50 mg/L下降到 4.50 mg/L, 去除率为 75.5%: 当填充复合基质于浮床(处理Ⅱ)中.水体氮 浓度由处理前的 17.80 mg/L下降到 6.06 mg/L,去 除率为66.0%;当反硝化聚磷菌和复合基质混合铺 设在生态浮床中(处理Ⅲ),生活污水氮浓度由处理 前的 18.00 mg/L下降至 1.75 mg/L,低于重度富营 养的评价指标(2.00 mg/L,去除率高达90.3%;在 此复合基质浮床(处理Ⅲ)上栽种黑麦草(处理Ⅳ) 后,水体总氮浓度由处理前的 16.50 mg/L下降到 0.59 mg/L, 低于轻度富营养的评价指标(1.00 mg/L), 达到非富营养化水体浓度, 去除率为 96.4%

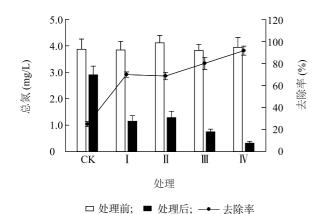


CK、处理Ⅰ、处理Ⅱ、处理Ⅲ、处理Ⅳ同图1。

图 3 浮床复合基质对城市生活污水中总氮的去除效果

Total nitrogen removal effect of the floating bed with composite substrate for urban domestic sewage

图 4 显示,池塘富营养化水体中总氮浓度 (3.84~4.12 mg/L)较生活污水低。在无复合基质的 对照组(CK)中,试验前后因水体自净作用引起的总 氮的下降率为24.9%;在浮床中接种反硝化聚磷菌 (处理 I)后,总氮去除率为69.9%;当在浮床中铺设 复合基质(处理Ⅱ)后,总氮的去除率与接种反硝化聚 磷菌处理相近,为68.6%;当反硝化聚磷菌和复合基 质混合铺设在生态浮床中(处理Ⅲ),水体总氮浓度由 处理前的 3.82 mg/L下降至 0.76 mg/L,去除率达到 80.1%,处理后水体总氮浓度已低于轻度富营养的评 价指标(1.00 mg/L),达到非富营养化水体浓度。同 时,在此复合基质上栽种黑麦草(处理 IV),水体总氮 浓度由处理前的 3.94 mg/L下降至 0.33 mg/L,去除 率达 91.6%。



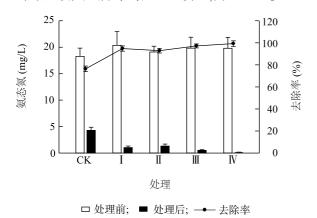
CK、处理Ⅰ、处理Ⅱ、处理Ⅲ、处理Ⅳ同图1。

图 4 浮床复合基质对池塘富营养化水中总氮的去除效果

Fig.4 Total nitrogen removal effect of the floating bed with composite substrate for pond eutrophication water

2.3 浮床复合基质对不同富营养化水体铵态氮 (NH⁺₇-N)的去除效果

由图 5 可知,城市生活污水中铵态氮的含量 (18.3~20.3 mg/L)较高。在对照组(CK)中,铵态氮浓度由处理前的 18.30 mg/L下降至 4.32 mg/L,去除率为 76.4%,这可能与铵态氮的不稳定性和水体硝化细菌和反硝化细菌的作用相关。与对照组(CK)相比,处理 I 和处理 II 铵态氮的去除率分别又增加了18.4%和 26.5%。当反硝化聚磷菌和复合基质同时应用于浮床中(处理Ⅲ),去除率比对照(CK)增加30.8%。在复合基质中栽种黑麦草(处理 IV)对生活污水铵态氮的去除率与处理Ⅲ接近,为 97.3%。

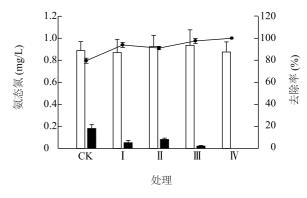


CK、处理Ⅰ、处理Ⅱ、处理Ⅲ、处理Ⅳ同图1。

图 5 浮床复合基质对城市生活污水中铵态氮的去除效果

Fig.5 NH₄⁺-N removal effect of the floating bed with composite substrate for urban domestic sewage

由图 6 可知, 池塘富营养化水体与城市生活



□ 处理前; ■ 处理后; —— 去除率

CK、处理Ⅰ、处理Ⅱ、处理Ⅲ、处理Ⅳ同图1。

图 6 浮床复合基质对池塘富营养化水中铵态氮的去除效果

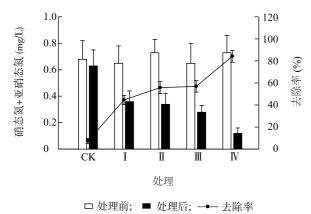
Fig.6 NH₄⁺-N removal effect of the floating bed with composite substrate for pond eutrophication water

污水相比, 铵态氮的含量较低。在对照组(CK)中, 铵离子浓度变化与生活污水相似, 在试验期间因水体微生物作用发生了硝化反应, 铵离子浓度下降了79.6%。与对照(CK)相比, 处理Ⅰ和处理Ⅱ水体铵态氮的去除率分别增加了14.0%和10.1%。当反硝化聚磷菌和复合基质同时应用于浮床中(处理Ⅲ), 以及在此条件下栽种黑麦草(处理Ⅳ), 对池塘富营养化水体中铵态氮的去除作用与上述生活污水相似, 与对照(CK)相比, 铵态氮去除率均有所增加。

2.4 浮床复合基质对不同富营养化水体硝态氮和 亚硝态氮(NO;-N+NO;-N)的去除效果

由图 7 可见, CK 组城市生活污水中硝态氮和亚硝态氮的变化率为 7.4%,这主要由污染水体中反硝化作用引起;处理 I 对城市生活污水中硝态氮和亚硝态氮的去除率为 44.6%,与 CK 组相比,增加了 33.6%;处理 II 对城市生活污水中硝态氮和亚硝态氮的去除率达到 55.8%;处理 III 对城市生活污水中硝态氮和亚硝态氮的去除率达到 56.9%;处理 IV 对城市生活污水中硝态氮和亚硝态氮的去除率高达84.2%。说明浮床复合基质对生活污水硝态氮和亚硝态氮的去除效应既依靠复合基质的吸附作用,也依赖于反硝化聚磷菌的反硝化脱氮作用,同时黑麦草生长的吸收作用也起了一定的净化作用。

图 8 显示, CK 组池塘富营养化水体在试验前后硝态氮和亚硝态氮的浓度变化率为 9.8%, 当浮床中接种了反硝化聚磷菌(处理 I), 硝态氮和亚硝态氮的

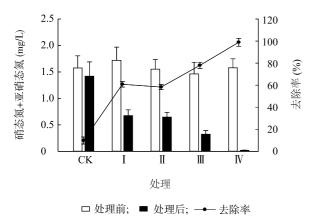


CK、处理Ⅰ、处理Ⅱ、处理Ⅲ、处理Ⅳ同图1。

图 7 浮床复合基质对城市生活污水中硝态氮和亚硝态氮的去除效果

Fig.7 NO₃-N+NO₂-N removal effect of the floating bed with composite substrate for urban domestic sewage

总去除率为60.8%,将复合基质填充在浮床中(处理Ⅱ),去除率为58.3%,当反硝化聚磷菌和复合基质混匀铺设在浮床中(处理Ⅲ),去除率达78.0%,在处理Ⅲ基础上栽种黑麦草(处理Ⅳ),发现池塘水体中硝态氮和亚硝态氮的去除率高达98.9%。



CK、处理Ⅰ、处理Ⅱ、处理Ⅲ、处理Ⅳ同图1。

图 8 浮床复合基质对池塘富营养化水体中硝态氮和亚硝态氮的去除效果

Fig.8 NO₃-N+NO₂-N removal effect of the floating bed with composite substrate for pond eutrophication water

3 讨论

本研究研发的浮床复合基质接种反硝化聚磷菌对磷浓度较高的生活污水和较低的池塘富营养化水体中磷的去除率分别达到 97.7% 和 96.6%,具有显著的高效除磷效果。处理Ⅲ和处理 IV 处理后的生

活污水中总磷浓度达到地表水水源 II 类水标准 (GB3838-2002);池塘富营养化水经各处理处理后,水中总磷浓度均低于轻度富营养的评价指标(0.1 mg/L)并达到地表水水源 I 类水标准 (GB3838-2002),而对照水体中总磷浓度仍处于轻度富营养化水平。观察对照组以外的 4 组试验,发现复合基质(处理 I)和反硝化聚磷菌(处理 II)对 2 种污染水体中磷的吸附和聚集效果显著,对高效去磷具有决定性作用。当两者同时应用到生态浮床中,浮床植物黑麦草的生长所需的磷元素主要来源于浮床基质从污染水体中已吸附的磷,说明此复合基质浮床对不同污染水体中磷的去除效果不完全依赖于浮床植物本身,而依赖于复合基质本身的吸附和水体中磷与复合基质中的金属盐反应。

本研究所配置的浮床复合基质不仅对污染水体 总磷具有高效去除效应,而且对不同浓度的富营养化 水体氮的去除也较显著。这是由于复合基质对氮素 具有吸附作用,同时反硝化聚磷菌在缺氧条件下还原 硝酸盐,释放出分子态氮(N₂)或一氧化二氮(N₂O), 达到脱氮作用。同时发现,浮床复合基质从污染水体 吸附而来的氮不足以维持浮床植物黑麦草的生长需 求,黑麦草还需从污染水体中直接吸收一定量的氮, 进一步达到净化水体中氮的作用。进一步测定城市 生活污水和池塘富营养化水体中不同形态的氮浓度 发现,在试验期间(10 d),城市生活污水和池塘富营 养化水体中的铵态氮浓度本身下降较大,接种反硝化 聚磷菌和铺设复合基质于浮床对 2 种不同程度的污 染水体中铵态氮的去除虽有一定作用,但效果不显 著。这是由于生活污水和池塘富营养化水体中存在 较多的硝化反硝化细菌,水体发生硝化反硝化反应的 速率比复合基质和反硝化聚磷菌所起作用的速率快 得多。而浮床复合基质对2种污染水体中总氮的高 效去除主要是由于其对硝态氮和亚硝态氮的显著去 除引起,这可能一方面是由于植物吸收了部分水体中 的硝态氮,本研究结果还表明浮床植物黑麦草对氮素 的需求主要由污染水体中的硝态氮或亚硝态氮供给: 另一方面,植物的生长降低了浮床水体的溶解氧 (DO)水平,较低的 DO 更有利于反硝化作用的进行。

近年来,研究者在生态浮床系统中加入沸石填料,使得生态浮床对氮素污染物的去除率提高到一定程度^[22]。在构成浮床的结构组成中,浮床基质配置或填料的选择直接关系到污染物的去除效果^[23-26]。

本研究用来自天然矿物或工业废弃物中的海泡石、膨 胀蛭石,工业副产物炉渣、粉煤灰以及微生物固定化 载体——海藻酸钙(包埋反硝化聚磷菌-DPAOs),以 海泡石:膨胀蛭石:炉渣(体积比)=3:3:2的配 比,在每1.5 kg 混合基质中投加10 g 微生物固定化 颗粒所制成的浮床复合基质对污染水体具有高效除 磷脱氮效果,尤其是对总磷的去除效果显著,解决了 植物浮床对污染水体总磷去除效率较差的缺点[20-21]。 而且海泡石、膨胀蛭石、炉渣、粉煤灰易得、造价低,利 用在浮床复合基质配置上可达到以废治废,所获得的 基质不仅是浮床的构建材料,也是除磷的高效吸附 剂,同时还是良好的植物栽培基质。同时,反硝化聚 磷菌固定化操作简单,且其集反硝化与除磷于一身, 避免传统的聚磷菌(PAOs)和反硝化菌在水体中争夺 碳源的矛盾,对环境友好,不产生危害或二次污染。 因此,本研究研发的浮床复合基质结合反硝化聚磷菌 的技术可用于城镇污水、湖泊富营养化水或农村生活 污水的治理,也可用于水上植物的规模化栽培。

参考文献:

- [1] 张 芳,易 能,张振华,等.不同类型水生植物对富营养化水体氮转化及环境因素的影响[J].江苏农业学报,2015,31(5):1045-1052.
- [2] 胡凯泉,许振成,曾 东.8 种水生生物对富营养化水体的净化 效果[J].江苏农业科学,2016,44(3):328-332.
- [3] 黎 明,刘德启,沈颂东. 国内富营养化湖泊生态修复技术研究进展[J].水土保持研究,2007,14(5):374-377.
- [4] KEATING C, CHIN J P, HUGHES D, et al. Biological phosphorus removal during high-rate, low-temperature, anaerobic digestion of wastewater[J]. Frontiers in Microbiology, 2016, 7(8): 1-14.
- [5] 李子富,云玉攀,曾 灏,等.城市污水处理厂化学强化生物除 磷的试验研究[J].中国环境科学,2014,34(12):3070-3077.
- [6] 张 军,周 琪,何 蓉. 表面流人工湿地中氮磷的去除机理 [J]. 生态环境, 2004, 13(1): 98-101.
- [7] 丁文明,黄 霞. 废水吸附法除磷的研究进展[J]. 环境工程学报, 2002, 3(10):23-27.
- [8] 全为民,沈新强,严力蛟.富营养化水体生物净化效应的研究进展[J].应用生态学报,2003,14(11):2057-2061.
- [9] 王 超,王永泉,王沛芳,等.生态浮床净化机理与效果研究进展[J].安全与环境学报,2014,14(2):112-116.
- [10] 荣宏伟,张佩兰,高冠华,等. 磷浓度对厌氧生物除磷效果及其 微生物群落结构[J]. 广州大学学报(自然科学版), 2013, 12 (2): 88-94.
- [11] 邱慎初. 化学强化一级处理(CEPT)技术[J]. 中国给水排水, 2000,16(1): 26-29.

- [12] 牛艳红. 污水处理中除磷方法的利弊分析[J]. 河北工业科技, 2006, 23(6): 356-384.
- [13] 邱 维,张 智. 城市污水化学除磷的探讨[J]. 重庆环境科学, 2002, 24(2): 81-84.
- [14] 孟顺龙, 裘丽萍, 陈家长,等. 污水化学沉淀法除磷研究进展 [J]. 中国农学通报, 2012, 28(35): 264-268.
- [15] 罗富金. 城市污水处理升级改造中化学除磷原理及费用[J]. 山西建筑, 2010, 36(29): 174-175.
- [16] 申倩倩,李鑫渲,罗文佳,等.生物浮床的研究进展[J].安徽 农业科学,2015,43(1):217-218.
- [17] 李 威, 陈晓国, 方 涛. 组合生态浮床的水体净化效果与作用机理探讨[J].水生态学杂志, 2012, 33(6): 76-81.
- [18] 邓志强,阎百兴,李旭辉.人工浮床技术开发与应用研究进展 [J].环境污染与防治,2013,35(5): 88-92.
- [19] TANNER C C, HEADLEY T R.Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants [J]. Ecological Engineering, 2011, 37(3):474-486
- [20] HWANG L, LEPAGE B A. Floating islands-an alternative to urban wetlands [M]. Dordrecht: Springer Netherlands, 2011: 237-250.
- [21] 吴建强, 王 敏, 吴 健, 等. 4 种浮床植物 吸收水体氮磷能力试验研究[J]. 环境科学, 2011, 32(4): 995-999.
- [22] 朱静平,程 凯,孙 丽.水培植物净化系统不同氮磷去除作用的贡献[J]. 环境科学与技术, 2011, 34(50):175-178.
- [23] 张寒雨,周大众,周世杰,等.基质差异对生态浮床水质净化效果的影响研究[J].节水灌溉,2015(7):72-75.
- [24] 叶 春, 张保君, 李春华. 微纳米曝气对植物浮床处理支浜水脱氮效果的影响[J]. 环境科学研究, 2012, 25(10): 1173-1179.
- [25] 孙连鹏,冯 晨,刘 阳,等. 强化生态浮床对珠江水中氮污染物去除研究[J].中山大学学报(自然科学版), 2009, 48(1): 93-97.
- [26] 刘娅琴,邹国燕,宋祥甫,等. 框式复合型生态浮床对富营养水体浮游植物群落结构的影响[J]. 水生生物学报, 2010, 34 (1): 196-203.
- [27] 徐德福,李映雪.用于污水处理的人工湿地的基质、植物及其配置[J]. 湿地科学, 2007, 5(1): 32-38.
- [28] 蒋跃平, 葛 滢, 岳春雷,等. 人工湿地植物对观赏水中氮磷 去除的贡献[J]. 生态学报,2004,24(8): 1718-1723.
- [29] 劳善根,丁伟林,崔绍荣,等.多年生黑麦草对甲鱼养殖废水净 化功能的工程应用研究[J].上海交通大学学报(农业科学版),2005,23(1):41-45.
- [30] 胡绵好, 袁菊红, 张 玲, 等.不同品种黑麦草对富营养化水体 净化能力的比较[J].环境科学学报, 2009, 29(8): 1740-1749.
- [31] 刘晓丹,李 军,龚一富,等. 5 种水培植物对富营养化水体的 净化能力[J]. 环境工程学报, 2013, 7(7): 2607-2612.
- [32] 韩冠苒. 鸢尾属 3 种植物对富营养化水体净化及生理响应 [D]. 南京: 南京林业大学, 2010.
- [33] CHUNG A K C, WU Y, TAM N F Y, et al. Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater [J]. Ecological Engineering, 2008, 32(1):81-89.