

文章编号: 1674-5566(2015)01-0094-08

组合生态浮床净化养殖水体效果研究

许国晶, 段登选, 杜兴华, 田功太, 张明磊, 刘飞

(山东省淡水渔业研究院, 山东 济南 250013)

摘要: 为了研究由水生植物与人工介质构建的组合生态浮床对养殖水体的净化效果, 通过在大藻(*Pistia stratiotes*)底部放置生物陶粒基质构建了组合生态浮床, 研究了该组合浮床对养殖水体的净化效果。数据表明, 组合生态浮床对总氮、氨氮($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)、亚硝氮($\text{NO}_2^- - \text{N}$)、总磷、化学需氧量(COD)去除率分别达到52.38%、77.78%、81.97%、67.57%和43.98%, 均显著高于植物对照组和基质对照组($P < 0.05$)。经组合浮床净化后的养殖水体中, TN、TP水平分别达到淡水池塘养殖排放水一级标准, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 水平降至0.15 mg/L以下, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 水平降至0.02 mg/L以下。结果表明, 组合生态浮床中植物吸收、基质吸附及微生物的协同作用提高了其对污染物的去除效果, 合理的生物组合对提高生态浮床净化养殖废水效果具有积极的促进作用。研究结果为构建适宜养殖水体净化的组合型生态浮床提供了技术支撑。

研究亮点: 开展养殖水体净化研究对保证水产养殖业健康发展具有重要意义。本研究通过在大藻浮床的基础上增加生物陶粒单元构建组合型生态浮床, 比较组合型生态浮床与传统大藻浮床对养殖水体的净化效果, 探讨基质单元对组合生态浮床净化养殖水体效果的影响, 为构建适宜养殖水体净化的组合型生态浮床提供技术支撑。

关键词: 大藻; 组合生态浮床; 水质净化; 养殖排放水

中图分类号: S 912

文献标志码: A

水产养殖过程中污染物的排放危害了水域生态环境, 对养殖业的健康发展造成了一定影响。因此, 开展养殖水体净化研究对保证水产养殖业健康发展具有重要意义。生物浮床技术作为一种成本低廉、节约能源、简便易行的办法, 被广泛运用于富营养水体净化修复^[1-2]。近年来我国在浮床技术理论研究和应用方面发展迅速, 并取得了良好的应用效果^[3-5]。目前多数生物浮床构建比较单一, 净化主体仅仅通过种植在浮床上的水生植物^[6-9], 利用其吸收氮(total nitrogen, TN)、磷(total phosphorus, TP)等营养物和有机物质, 达到净化养殖水体的效果, 浮床水生植物量的限制又阻碍了净化效果的进一步提高。

在传统浮床基础上通过增加人工介质(基质)单元构建组合型生态浮床, 不但可以利用植

物吸收, 而且结合了基质吸附作用和微生物净化功能, 从而使水体净化效果更好^[10-13]。李先宁等^[10]在研究改善湖泊水源地水质时开发了由水生植物、水生动物及微生物膜构建的组合型生态浮床, 但目前还没有适宜于养殖水体净化的组合型生态浮床的研究报道。大藻(*Pistia stratiotes*)为一种多年生漂浮植物, 因其能有效去除水中TN、TP、有机物等多种物质而广泛应用于浮床构建^[6-7, 14-18]。本研究通过在单一的大藻浮床的基础上增加生物陶粒单元构建组合型生态浮床, 增强基质吸附和微生物净化环节, 从而为构建适宜养殖水体净化的组合型生态浮床提供技术支撑。

收稿日期: 2014-04-15 修回日期: 2014-08-10

基金项目: 国家自然科学基金(31440090); 国家海洋公益性行业科研专项(201305005); 山东省农业重大应用技术创新课题(2012001, 20130002, 20140006)

作者简介: 许国晶(1984—), 女, 博士, 研究方向为生态渔业。E-mail: guojingxu18@sina.cn

通信作者: 段登选, E-mail: duandengxuan@163.com

1 材料与方 法

1.1 实验装置

组合型浮床实验装置由浮床植物和基质两部分组成,选用大藻为浮床植物。采用竹竿为浮床边框将其固定在塑料桶水体中,根部下方放置用塑料编织袋盛放的基质(图 1)。各实验组在 70 cm × 50 cm × 45 cm 的塑料桶中进行,实际水深为 40 cm。

1.2 实验材料

供试的水体来自山东济宁浩洋生态科技有限公司养殖基地,随机选取 3 个鲤鱼(*Cyprinus carpio*)混养池塘进行取水,每个池塘抽取同水层的水充分混合后作为实验用水,水质指标见表 1。

大藻购自于济南园林苗木市场。基质选取挂膜效率高的生物陶粒,购自山东省济宁市通达陶粒有限公司,粒径 3 ~ 5 mm,孔隙率 46%。

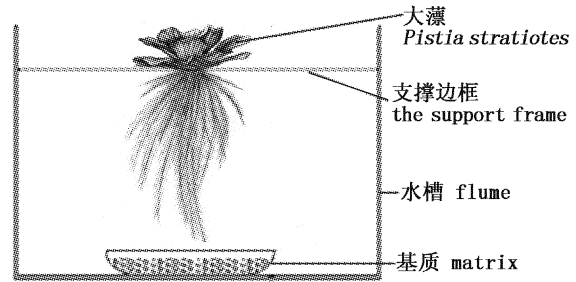


图 1 组合生态浮床装置示意图

Fig.1 Schematic diagram of the combined ecological floating bed

表 1 实验用水水质指标
Tab.1 Quality of test water

水质指标 water quality index	TN	TP	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	COD
范围 range	2.93 ~ 3.07	0.35 ~ 0.38	0.57 ~ 0.59	0.06 ~ 0.07	0.43 ~ 0.47	69 ~ 70

1.3 实验方案

实验系统由组合浮床(combined ecological floating bed, CEFB)、水生植物对照组(plant control group, PCG)、基质对照组(matrix control group, MCG)和空白对照组(blank control group, BCG)构成:组合浮床由植物单元(覆盖率 20%, 0.2 kg 大藻)和生物陶粒基质单元构成;水生植物对照组仅加入同等量的大藻浮床而不添加生物陶粒;基质对照组仅加入同等量的生物陶粒而不放置大藻浮床;空白对照组只加入供试水体。每组设置 3 个重复。实验开始前,先将植株大小和重量相同的大藻分别放入供试水体中进行 30 d 的适应性培养。生物陶粒投放前先经过灭菌处理,烘干后精确称量 800 g 放置于塑料袋中。于 2013 年 8 月 2 日开始实验,期间各组水温较为稳定,于大藻及生物陶粒放置之前取一次水样作为对照(即 0 d),之后每隔 4 d 取 1 次水样做水质分析,至 2013 年 8 月 18 日实验结束。实验结束时将水生植物洗净擦干,称取各组植物重量。

1.4 检测指标和方法

每次取样检测时间均为当日上午 8:00,在水面下 30 cm 处采样 5 L,采集的水样立即送实验室检测,在 24 h 内完成相应的分析测试。水温、

pH、溶解氧(DO)均采用 YSI556MPS(美国)多参数水质仪现场测定。氨氮(NH₄⁺-N)、硝态氮(NO₃⁻-N)、亚硝态氮(NO₂⁻-N)、TN、TP 等用 SpectroquantPharo 100(德国 MERCK)分光光度计测定,COD 采用消解炉 148 °C 消解 2 h 后,用 SpectroquantPharo 100(德国 MERCK)分光光度计测定。

1.5 去除率计算

考虑到实验条件下水体中可能发生吸附、沉淀及降解等作用,为消除上述作用对去除效果的影响,准确评价浮床的净化效果,去除率(R)计算扣除了空白对照围隔的去除效果^[19],其计算见公式(1)。

$$R = [(C_0 - C_i) / C_0] \times 100\% \quad (1)$$

式中: C_0 为空白对照组浓度; C_i 为实验组浓度。

1.6 数据、图表处理

实验所得数据均表示为平均值,用 SPSS 16.0 统计软件进行方差分析,当 $P < 0.05$ 时差异显著。用 Microsoft Excel 2007 进行图表处理。

2 结果

2.1 植物生长情况

从实验开始至实验结束,组合浮床中的大藻

及水生植物对照组中的大藻均长势良好,重量均有所增加。组合浮床中的大藻从最初的 0.2 kg 增加到 0.27 kg,增重 1.35 倍;水生植物对照组中的大藻从 0.2 kg 增加到 0.26 kg,增重 1.30 倍。

2.2 对 TN 的去除效果

由图 2a 可见,实验开始至结束,组合浮床池塘 TN 浓度从 2.93 mg/L 降至 1.67 mg/L,减少了 1.26 mg/L;植物对照组从 2.93 mg/L 降至 2.30 mg/L,减少了 0.63 mg/L;基质对照组从 3.03 mg/L 降至 2.20 mg/L,减少了 0.83 mg/L;空白对照组从 3.07 mg/L 上升到 3.5 mg/L,增加了 0.43 mg/L。实验结果表明,组合浮床组、植物对照组

及基质对照组 TN 水平呈下降趋势,均显著低于空白对照组 ($P < 0.05$),同时组合浮床组 TN 减少量显著高于植物对照组及基质对照组 ($P < 0.05$),植物对照组与基质对照组差异不显著。在实验后期(16 d),各处理组 TN 水平均能达到淡水养殖废水排放一级标准。从图 2b 可以看出,组合浮床、植物对照组及基质对照组在前 8 d 对 TN 去除速率较快,8 d 之后,去除速率下降或趋于稳定。到实验结束时,组合浮床对 TN 的去除率为 52.38%,显著高于植物对照组对 TN 的去除率(34.29%),及基质对照组对 TN 的去除率(37.14%)。

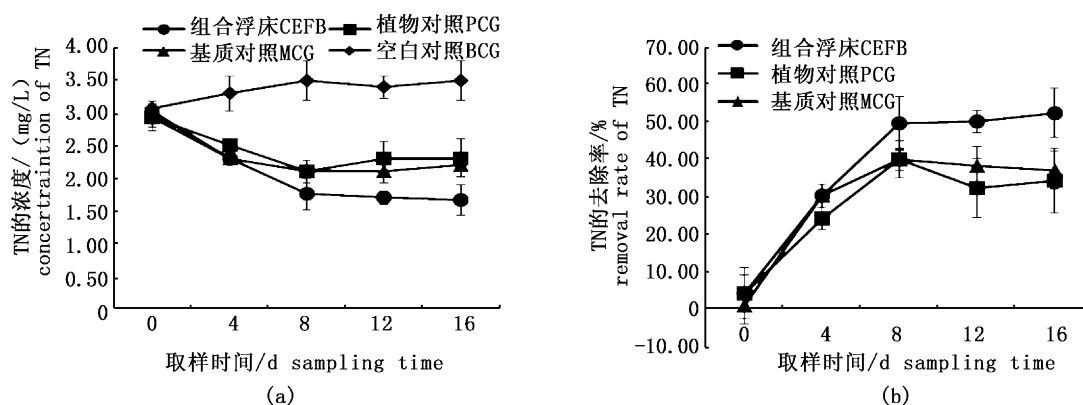


图 2 各处理组 TN 浓度及去除率的变化

Fig. 2 The dynamic changes of TN and removal rate in different groups

2.3 对 NH_4^+ -N 去除效果

从图 3a 可以看出,组合浮床、植物对照组、基质对照组及空白对照组水体中 NH_4^+ -N 浓度的变化范围分别为 0.12 ~ 0.58、0.29 ~ 0.57、0.26 ~ 0.58 和 0.54 ~ 0.59 mg/L (图 3a)。在 16 d 时,空白对照组池塘较实验开始 NH_4^+ -N 浓度下降 0.05 mg/L;组合浮床、植物对照组、基质对照组较实验开始 NH_4^+ -N 浓度分别下降了 0.46、0.28 和 0.32 mg/L。结果表明,与空白对照组相比,各处理组 NH_4^+ -N 水平显著降低 ($P < 0.05$),同时组合浮床 NH_4^+ -N 减少量显著高于植物对照组及基质对照组 ($P < 0.05$),植物对照组与基质对照组差异不显著。从图 3b 可以看出,组合浮床、植物对照组及基质对照组在前 8 d 对 NH_4^+ -N 去除速率较快,8 d 之后,去除速率趋于稳定。到实验结束时,组合浮床对 NH_4^+ -N 的去除率为 77.78%,显著高于植物对照组对 NH_4^+ -N 的去除

率(46.30%),及基质对照组对 NH_4^+ -N 的去除率(51.85%)。

2.4 对 NO_2^- -N 去除效果

从图 4a 可以看出,组合浮床、植物对照组、基质对照组及空白对照组水体中 NO_2^- -N 浓度的变化范围分别为 0.01 ~ 0.06、0.03 ~ 0.06、0.03 ~ 0.07 和 0.06 ~ 0.07 mg/L。至实验结束时,组合浮床、植物对照组、基质对照组、空白对照组较实验开始 NO_2^- -N 浓度分别下降 0.05、0.03、0.04 和 0.01 mg/L。结果表明,与空白对照组相比,各处理组 NO_2^- -N 水平显著降低 ($P < 0.05$),同时组合浮床 NO_2^- -N 减少量显著高于植物对照组及基质对照组 ($P < 0.05$),基质对照组减少量显著高于植物对照组 ($P < 0.05$)。从图 4b 可以看出,组合浮床、植物对照组及基质对照组在前 8 d 对 NO_2^- -N 去除速率较快,8 d 之后,去除速率趋于稳定。到实验结束时,组合浮床对 NO_2^- -N 的去

除率为 81.97%,显著高于植物对照组对 NO_2^- -N 的去除率(55.74%),及基质对照组对 NO_2^- -N

的去除率(57.38%)。

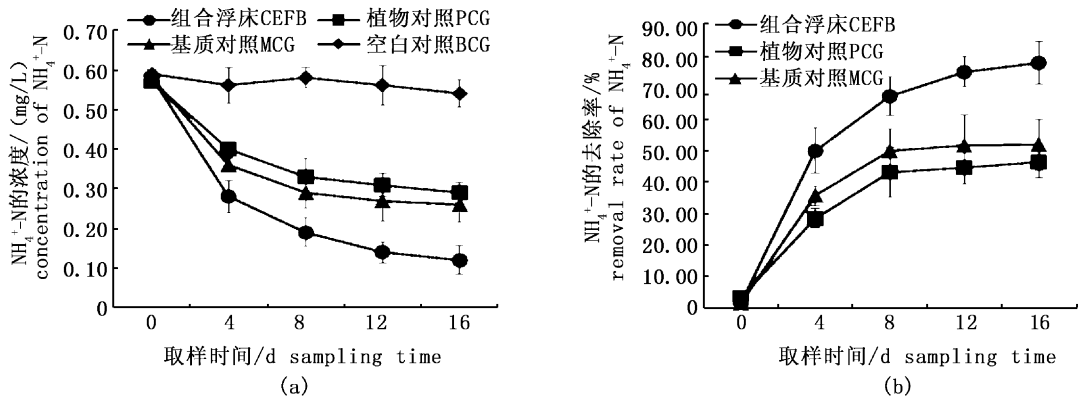


图3 各处理组 NH_4^+ -N 浓度及去除率的变化

Fig. 3 The dynamic changes of NH_4^+ -N and removal rate in different groups

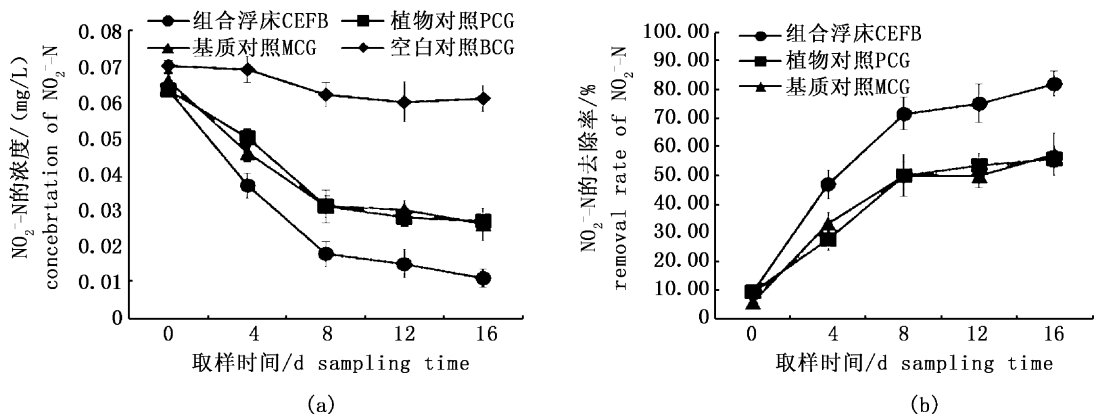


图4 各处理组 NO_2^- -N 浓度及去除率的变化

Fig. 4 The dynamic changes of NO_2^- -N and removal rate in different groups

2.5 对 NO_3^- -N 去除效果

图5反映了实验期间各池塘养殖水体中 NO_3^- -N 随时间的变化情况。对照组中 NO_3^- -N 的浓度变化范围为 0.43 ~ 0.57 mg/L,在 16 d 时 NO_3^- -N 浓度为 0.53 mg/L,较实验初期(0 天)增加 0.10 mg/L;组合浮床组 NO_3^- -N 浓度变化范围为 0.47 ~ 1.00 mg/L,在 16 d 时为 0.77 mg/L,较实验初期增加 0.30 mg/L,与空白对照组差异显著($P < 0.05$);植物对照组 NO_3^- -N 浓度变化范围为 0.43 ~ 0.67 mg/L,在 16 d 时为 0.67 mg/L,较实验初期增加 0.24 mg/L,与空白对照组差异不显著;基质对照组 NO_3^- -N 浓度变化范围为 0.47 ~ 1.10 mg/L,在 16 d 时较实验初期增加 0.63 mg/L,与空白对照组差异显著($P < 0.05$)。

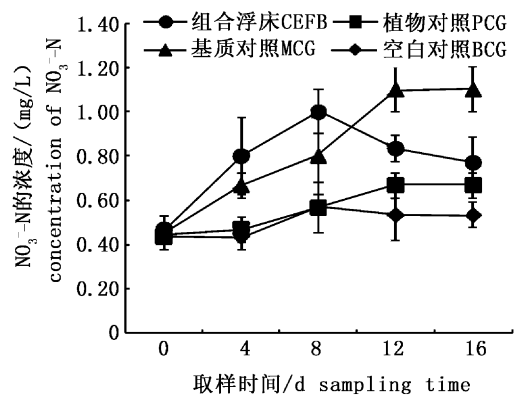
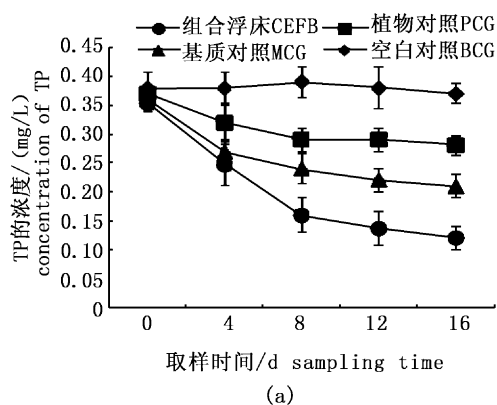


图5 各处理组 NO_3^- -N 浓度的变化

Fig. 5 The dynamic changes of NO_3^- -N in different groups

2.6 对 TP 去除效果

组合浮床、植物对照组、基质对照组及空白对照组水体中 TP 浓度由开始的 0.35 mg/L、0.37 mg/L、0.36 mg/L、0.38 mg/L 分别降至 0.12 mg/L、0.28 mg/L、0.21 mg/L、0.37 mg/L (图 6a)。与空白对照组相比,各处理组 TP 水平显著降低 ($P < 0.05$),同时组合浮床 TP 减少量显著高于植物对照组及基质对照组 ($P < 0.05$),基质对照组



减少量显著高于植物对照组 ($P < 0.05$)。在实验后期(16 d),各处理组 TN 水平均能达到淡水养殖废水排放一级标准。从图 6b 可以看出,同其他 3 种形态氮去除效果一样,各处理组在前 8 d 对 TP 去除速率较快,8 d 之后,去除速率趋于稳定。到实验结束时,组合浮床对 TP 的去除率为 67.57%,显著高于植物对照组对 TP 的去除率为 24.32%,及基质对照组对 TP 的去除率 43.24%。

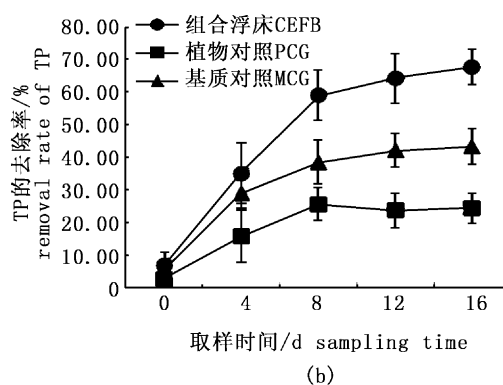


图 6 各处理组 TP 浓度及去除率的变化

Fig. 6 The dynamic changes of TP and removal rate in different groups

2.7 对 COD 去除效果

图 7a 可以看出,组合浮床、植物对照组、基质对照组及空白对照组水体中 COD 的变化范围分别为 40.33 ~ 69、57 ~ 69、49 ~ 69 和 71 ~ 73 mg/L。至实验结束时,空白对照组池塘较实验开始 COD 上升 2 mg/L;而组合浮床、植物对照组、基质对照组较实验开始 COD 分别下降了 28.67、11 和 20 mg/L。结果表明,与空白对照组相比,各处理

组 COD 水平显著降低 ($P < 0.05$),同时组合浮床 COD 减少量显著高于植物对照组及基质对照组 ($P < 0.05$),基质对照组减少量显著高于植物对照组 ($P < 0.05$)。从图 7b 可以看出,各处理组对 COD 去除率分别为 43.98%,显著高于植物对照组对 COD 的去除率 (19.44%),及基质对照组对 COD 的去除率 (31.94%)。

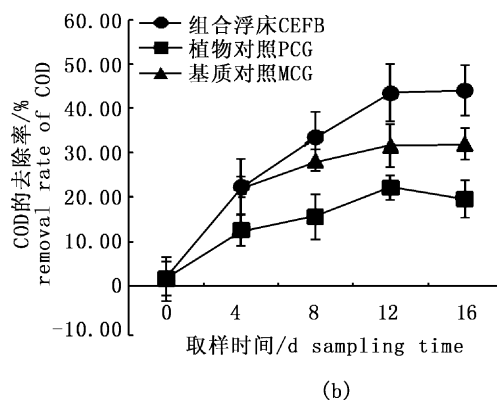
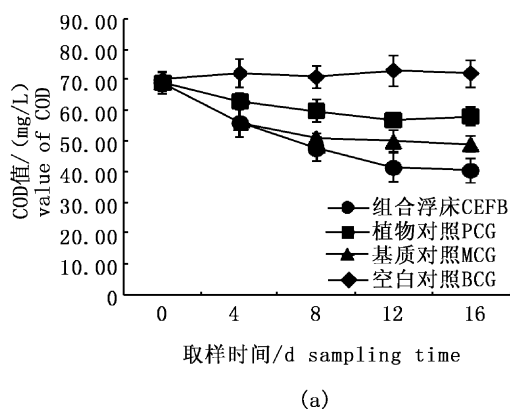


图 7 各处理组 COD 值及去除率的变化

Fig. 7 The dynamic changes of COD and removal rate in different groups

3 讨论

研究结果显示,组合浮床对 TN、TP、 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 的去除效果较为明显,去除率均显著高于植物对照组及基质对照组,且经组合浮床净化后的养殖水体中,TN、TP 水平分别达到淡水池塘养殖排放水一级标准, NH_4^+ -N 水平降至 0.15 mg/L 以下, NO_2^- -N 水平降至 0.02 mg/L 以下,均显著低于植物对照组、基质对照组及空白对照组,说明构建的组合浮床在植物吸收、基质吸附和微生物的共同作用下能有效控制养殖排放水中的 TN、TP、 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 水平。

本研究中组合生态浮床对 TN 去除率为 52.38%,低于李威等^[11]采用美人蕉与生物陶粒构建的组合生态浮床对 TN 的去除率(64.03%),推测是与选取的水生植物有关,金树权等^[9]在研究水生植物水质净化能力比较研究时表明,美人蕉对水中氮去除率高于大藻;与张亚娟等^[20]采用蔬菜-聚苯乙烯纤维绳组合对 TN 去除率 49.46% 相近,但高于王国芳等^[12]构建的组合型生态浮床对 TN 的去除率(45.7%),推测是构建组合浮床模式不同造成。本文中大藻对 TN 去除率为 34.29%,低于李猛等^[21]采用大藻对网箱养殖长吻鲈氮回收率(47.80%)及金树权等^[9]研究大藻对水质 TN 去除率(74.9%),远低于李淑英等^[22]研究水生植物净化污水效果时大藻对 TN 去除率(96%)。推测是实验时温度差异、大藻移植密度等实验条件差异造成。本研究中生物陶粒组对 TN 去除率为 37.14%,对 TP 去除率 43.24%,高于李威等^[11]研究中生物陶粒组对 TN 去除率(28.86%),但略低于其对 TP 去除率(45.91%),推测是与实验选取的不同参数的生物陶粒有关。

同时研究表明,在实验后期(16 d),组合生态浮床对 TP 去除率为 67.57%,低于李威等^[11]采用美人蕉与陶粒构建的组合浮床对 TP 去除率(95.82%),可能是与选取的水生植物不同造成,金树权等^[9]在研究几种植物净化能力比较时发现美人蕉除磷效果优于大藻;与张亚娟等^[20]采用蔬菜-麻绳组合对 TP 去除率(71.70%)相近,高于其采用蔬菜-聚苯乙烯纤维绳组合对 TP 去除率(54.72%),推测是与选取的水生植物及人工介质不同造成。但与李威等^[11]、张亚娟等^[20]研究结果一致的是,本实验中组合生态浮床对 TP 去

除率显著高于水生植物对照组、基质对照组和空白对照组,推测原因除了生物陶粒吸附和大藻吸收两种途径外,还与两者之间的协同作用有关。生物陶粒可以通过离子交换的方式与接触的可溶性磷发生吸附反应,在吸附接触的同时伴随着解吸的过程^[23]。并且在吸附和解吸过程中产生的吸附态磷及未吸附的可溶性磷可以很快变成 $\text{Ca}_2\text{-P}$, $\text{Ca}_2\text{-P}$ 呈微沉淀状态,是一种最易被水生植物吸收的磷酸盐种类^[24]。

本研究中各实验组水体的 NO_3^- -N 浓度均有不同程度的升高,推测是因为养殖水体中的微生物通过硝化反应将水体中的 NH_4^+ -N 转化为了 NO_3^- -N。基质对照组在运行 16 d 后, NH_4^+ -N 浓度低于空白对照组,而 NO_3^- -N 浓度高于空白对照组,推测可能是因为基质的吸附、解吸作用及和微生物共同作用造成的。组合浮床组中 NO_3^- -N 浓度呈先上升、后下降的趋势,且 NO_3^- -N 浓度的上升速率高于植物对照组、基质对照组和空白对照组,说明组合浮床组中的硝化反应进行得最迅速,这与李威等^[11]的研究结果一致。推测是因为大藻发达的根系扩大了细菌的附着面积,为好氧的硝化细菌生长、繁殖提供了良好的环境^[25],再与基质和微生物协同作用造成的。但随着水体中 NO_3^- -N 浓度的升高,大藻对 NO_3^- -N 的吸收速率也会随之加快,由此推断实验后期 NO_3^- -N 浓度下降可能是因为大藻的吸收作用^[26]。本研究结果还显示,基质对照组对 NO_2^- -N、TP、COD 去除率显著高于植物对照组,说明在去除 NO_2^- -N、TP 及 COD 中基质起重要作用。这与王国芳等^[12]的研究结果一致,在组合浮床中基质富集的微生物是 TN、TP 去除的主要机制。但在本研究中组合浮床中水生植物及基质对水体污染物去除的贡献率分别为多少还需要深入研究。

参考文献:

- [1] WU Q T, GAO T, ZENG S C, et al. Plant-biofilm oxidation ditch for in situ treatment of polluted waters[J]. *Ecological Engineering*, 2006, 28(2): 124-130.
- [2] LI W, FRIEDRICH R. In situ removal of dissolved phosphorus in irrigation drainage water by planted floats: preliminary results from growth chamber experiment[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2002, 90(1): 9-15.
- [3] 范洁群,邹国燕,宋祥甫,等. 不同类型生态浮床对富营养河水脱氮效果及微生物菌群的影响[J]. *环境科学研究*,

- 2011, 24(8): 850-856.
- FAN J Q, ZOU G Y, SONG X F, et al. Effects of FCEFB and TFB on the nitrogen removal and nitrogen cycling microbial community in a eutrophic river [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2011, 24(8): 850-856.
- [4] 黎华寿, 聂呈荣, 方文杰, 等. 浮床栽培植物生长特性的研究 [J]. *华南农业大学学报: 自然科学版*, 2003, 24(2): 12-15.
- LI H S, NIE C R, FAN F W J, et al. Studies on the growing characteristics of plants grown in floating soilless culture system [J]. *Journal of South China Agricultural University: Natural Science*, 2003, 24(2): 12-15.
- [5] 卢进登, 帅方敏, 赵丽娅, 等. 人工生物浮床技术治理富营养化水体的植物遴选 [J]. *湖北大学学报: 自然科学版*, 2005, 27(4): 402-404.
- LU J D, SHUAI F M, ZHAO L Y, et al. Choosing plants for treating eutrophic water by artificial floating rafts [J]. *Journal of Hubei University: Natural Science*, 2005, 27(4): 402-404.
- [6] 邵林广. 水浮莲净化富营养化湖泊实验研究 [J]. *环境与开发*, 2001, 16(2): 28-29.
- SHAO L G. Experiment research in purification on nutrient lakes by means of *Pistia stratiotes* [J]. *Environment and Exploitation*, 2001, 16(2): 28-29.
- [7] 吾甫尔·米吉提, 艾尔肯·热合曼, 苏里坦·阿巴拜克力, 等. 利用水浮莲 (*Pistia stratiotes* L.) 净化城市污水的实践 [J]. *中国环境科学*, 2002, 22(3): 268-271.
- GOFUR M, ERKIN R, SULTAN A, et al. Practice of purifying city wastewater by water lettuce [J]. *China Environmental Science*, 2002, 22(3): 268-271.
- [8] 王锦旗, 郑有飞, 宋玉芝, 等. 不同盖度凤眼莲对 2 种水流模式下水体净化效果比较 [J]. *生态环境学报*, 2012, 21(1): 124-129.
- WANG J Q, ZHENG Y F, SONG Y Z, et al. Purification effect of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) coverage on the different flow properties water bodies [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, 21(1): 124-129.
- [9] 金树权, 周金波, 朱晓丽, 等. 10 种水生植物的氮磷吸收和水质净化能力比较研究 [J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(8): 1571-1575.
- JIN S Q, ZHOU J B, ZHU X L, et al. Comparison of nitrogen and phosphorus uptake and water purification ability of ten aquatic macrophytes [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(8): 1571-1575.
- [10] 李先宁, 宋海亮, 朱光灿, 等. 组合型浮床生态系统的构建及其改善湖泊水源地水质的效果 [J]. *湖泊科学*, 2007, 19(4): 367-372.
- LI X N, SONG H L, ZHU G C, et al. Effects of combined floating bed ecosystem on water quality improvement in lake water source area [J]. *Journal of Lake Science*, 2007, 19(4): 367-372.
- [11] 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.
- LI W, CHEN X G, FANG T. Purification efficiency and mechanism of the eutrophic water by combined ecological floating bed [J]. *Journal of Hydroecology*, 2012, 33(6): 76-81.
- [12] 王国芳, 汪祥静, 吴磊. 组合型生态浮床中各生物单元对污染物去除的贡献及净化机理 [J]. *水土保持与环境工程*, 2012, 34(4): 136-141.
- WANG G F, WANG X J, WU L. Contribution and purification mechanism of bio-components to pollutants removal in an integrated ecological floating bed [J]. *Journal of Civil, Architectural & Environmental Engineering*, 2012, 34(4): 136-141.
- [13] 戴栋超, 黄延林, 王震, 等. 生态组合技术净化景观水体实验研究 [J]. *西安建筑科技大学学报: 自然科学版*, 2006, 38(6): 786-789.
- DAI D C, HUANG Y L, WANG Z, et al. Study on landscape water purification by integrated biological techniques [J]. *Journal of Xi'an University of Architectural & Technology: Natural Science*, 2006, 38(6): 786-789.
- [14] 姜敏, 廖伯寒, 刘红玉, 等. 3 种水生漂浮植物处理富营养化水体的研究 [J]. *中国生态农业学报*, 2005, 13(3): 194-195.
- LOU M, LIAO B H, LIU H Y, et al. Study of three aquatic floating plants to treat the water eutrophication [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2005, 13(3): 194-195.
- [15] 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: 27-42.
- [16] ZIMMELS Y, KIRZHNER F, MALKOVSKAJA A. Application of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for treatment of urban sewage in Israel [J]. *Journal of Environmental Management*, 2006, 81(4): 420-428.
- [17] NAHLIK A M, MITSCH W J. Tropical treatment wetlands dominated by free-floating macrophytes for water quality improvement in Costa Rica [J]. *Ecological Engineering*, 2006, 28: 246-257.
- [18] 王国惠. 大藻和海芋对池塘水净化作用研究 [J]. *净水技术*, 2008, 27(6): 46-49.
- WANG G H. Study on the pond water purification effect by *Pistia stratiotes* and *Alocasia macrorrhiza* [J]. *Water Purification Technology*, 2008, 27(6): 46-49.
- [19] 田功太, 刘飞, 段登选, 等. EM 菌对海参养殖水体主要污染物净化效果的研究 [J]. *山东农业大学学报*, 2012, 43(3): 381-386.
- TIAN G T, LIU F, DUAN D X, et al. Effect of EM on purification of major water pollutants in farming sea cucumber [J]. *Journal of Shandong Agricultural University*, 2012, 43(3): 381-386.
- [20] 张亚娟, 刘存歧, 王军霞, 等. 植物-生物绳组合生态浮床对富营养化水体的净化效果 [J]. *重庆师范大学学报: 自然*

- 科学版,2012,29(3):31-36.
- ZHANG Y J, LIU C Q, WANG J X, et al. Purification efficiency of plant-biological rope combined floating bed on eutrophication water [J]. Journal of Chongqing Normal University: Natural Science, 2012, 29(3): 31-36.
- [21] 李猛,马旭洲,王武. 大藻对网箱养殖长吻鮠生长及氮、磷排放的影响[J]. 大连海洋大学学报,2012,27(5):402-406.
- LI M, MA X Z, WANG W. Effects of aquatic macrophyte *Pistia stratiotes* L. on growth and nitrogen and phosphorus budgets in *Leiocassis longirostris* reared in net cages [J]. Journal of Dalian Ocean University, 2012, 27(5): 402-406.
- [22] 李淑英,周元清,胡承,等. 水生植物净化中微生物变化及净化效果研究[J]. 环境科学与技术,2009,32(11):75-80.
- LI S Y, ZHOU Y Q, HU C, et al. Water purification by hydrophytes and change of microorganism in root zone and water[J]. Environmental Science & Technology, 2009, 32(11): 75-80.
- [23] 王世和. 人工湿地污水处理理论与技术[M]. 北京:科学出版社,2007.
- WANG S H. Theory and technology of artificial wetland sewage treatment[M]. Beijing: Science Press, 2007.
- [24] 沈仁芳,蒋柏藩. 石灰性土壤无机磷的形态分布及其有效性[J]. 土壤学报,1992,29(1):80-86.
- SHEN R F, JIANG B F. Distribution and availability of various forms of inorganic-p in calcareous soils [J]. Acta Pedologica Sinica, 1992, 29(1): 80-86.
- [25] 余瑞彰,张慧,蒋俊,等. 微生物在生物栅植物根系和填料生物膜上的数量分布差异[J]. 华东师范大学学报:自然科学版,2010.9(4):58-66.
- YU R Z, ZHANG H, JIANG J, et al. Differences of microbial amounts on plant roots and packing biofilms in the biological grid[J]. Journal of East China Normal University: Natural Science, 2010, 9(4): 58-66.
- [26] 常会庆,李娜,徐晓峰. 三种水生植物对不同形态氮素吸收动力学研究[J]. 生态环境,2008,17(2):511-514.
- CHANG H Q, LI N, XU X F. NH_4^+ and NO_3^- uptake kinetics of three aquatic macrophytes [J]. Ecology and Environment, 2008, 17(2): 511-514.

Purification effect of combined ecological floating bed on aquaculture wastewater

XU Guojing, DUAN Dengxuan, DU Xinghua, TIAN Gongtai, ZHANG Minglei, LIU Fei
(Freshwater Fisheries Research Institute of Shandong Province, Jinan 250013, Shandong, China)

Abstract: In order to study the purifying effect of combined ecological floating bed constructed by plants and artificial medium on the aquaculture wastewater, a combined ecological floating bed in pond was established by hanging the bio-ceramic matrix under the roots of *Pistia stratiotes*. Results showed that the removal rates of combined ecological floating bed for total nitrogen (TN), NH_4^+ -N, NO_2^- -N, total phosphorus (TP), chemical oxygen demand (COD) were 52.38%, 77.78%, 81.97%, 67.57% and 43.98% respectively, which were significantly higher than the removal rates by single plant control or single matrix control ($P < 0.05$). The concentration of TN and TP matched the Class I standard of the waste water of freshwater fish pond after being purified by combined ecological floating bed, and the concentration of ammonia and nitrite decreased to below 0.15 mg/L and 0.02 mg/L respectively. The results also showed that the synergism of plant absorbing, matrix adsorption and microorganism enhanced the pollutant removal efficiency of floating bed and reasonable biological combination played a positive role in promoting purification effect on culturing wastewater by floating bed. This study provided technical support for building combined ecological floating bed proper for culturing wastewater purification.

Key words: *Pistia stratiotes*; combined ecological floating bed; water purification; aquaculture wastewater