

组合式生态浮床处理富营养化水体的比较与研究

周世杰, 曹文平, 周大众, 张寒雨, 王嘉豪

(徐州工程学院 环境工程学院, 江苏 徐州 221111)

摘要: 选用美人蕉作为浮床植物, 引入固相碳源作为基质, 组建竹丝基质生态浮床(FI-BT)和稻草基质生态浮床(FI-RS)两组平行系统, 比较了两种生态浮床净化富营养化水体的效果及特性。实验结果表明: FI-BT在去除水体中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和TP方面的效果较佳, 试验开始后第6天的平均去除率分别为 $92.13\% \pm 0.06\%$ 和 $34.09\% \pm 0.2\%$; FI-RS在第6天的平均去除率分别为 $91.6\% \pm 0.06\%$ 和 $24.05\% \pm 0.18\%$ 。FI-BT相比于FI-RS在反硝化上更有优势。

关键词: 组合式生态浮床; 固相碳源; 富营养化水体; 生态修复

中图法分类号: X51

文献标志码: A

DOI:10.16232/j.cnki.1001-4179.2015.22.002

生态浮床工艺是一种具有良好的生态效益和经济效益的富营养化水体修复技术^[1]。该工艺基于无土栽培技术, 利用植物根系的截留、网捕、吸收、吸附作用以及根系微生物的新陈代谢实现对污染物的去除。传统的生态浮床大多直接在浮床上种植植物, 研究表明这种方式存在净化效果不稳定、植物抗干扰能力弱等弊端^[2], 与之相比, 由植物与填料耦合而成的组合式生态浮床, 利用生物膜与植物的协同作用, 在污染物去除率、去除效果稳定性、植物生长状况上均有优势。李威等人选用生物陶粒作为基质填充到生态浮床中, 取得了较好的去除效果^[3]。但在实际应用生态浮床处理湖泊富营养化水体时, 碳源成为限制处理效果的瓶颈^[2], 为此, 将“固相反硝化”技术引入生态浮床^[4], 利用固相碳源与水生植物耦合, 组成组合式生态浮床, 是一种具有实际可行性的处理富营养化水体的技术方案。本研究中, 选用常见的竹丝和稻草作为基质, 比较不同的固相碳源与水生植物耦合后对污染物的去除效果及特性, 以期为进一步的实验和实际工程应用提供理论依据和技术参考。

1 材料与方法

1.1 主要材料

通过调查浮床植物资料并对徐州市主要湖泊进行实地走访, 结合徐州本地气候条件并参考浮床植物选种原则, 选择了徐州地区常见的水生植物美人蕉作为本试验的供试植物。

两组组合式生态浮床中填充的基质分别为竹丝基质与稻草基质。竹丝基质由毛竹劈裂制成, 规格为长20~25 mm、宽2~5 mm、高2~3 mm。先将竹丝用8%~10%的氢氧化钠溶液浸泡6~7 d, 每日更换溶液。浸泡结束后用蒸馏水反复清洗3~5次, 置于温度约为60℃的鼓风箱中烘干。最后将烘干的竹丝单层平铺, 在240~270 nm波长的紫外光下距离紫外光灯10~15 cm处照射30 min。稻草基质由徐州工程学院中心校区周边农田陈年稻草自行加工而成, 外形为空圆柱形, 长为25~30 mm, 半径为1~2 mm, 空隙率为95%, 比表面积为500 m², 堆积密度为0.43 g/cm³, 堆积数量为4 120 个/m³。

收稿日期: 2015-05-18

基金项目: 江苏省青蓝工程优秀青年骨干教师项目, 江苏省大学生实践创新计划项目(XCX2014081); 徐州工程学院大学生创新创业基金项目(2014113)

作者简介: 周世杰, 男, 主要从事于水污染控制工程、水生态修复等方面的研究。E-Mail: 1158759124@gg.com

通讯作者: 曹文平, 男, 副教授, 博士, 主要研究方向为水处理技术与环境生物技术。E-Mail: caowenping5000@163.com

1.2 实验水体

本实验的实验水体为人工模拟的富营养化水体,在每 70 L 的蒸馏水中加入 1.2 g 氯化铵(NH_4Cl), 2.0 g 硝酸钾(KNO_3)和 0.24 g 磷酸二氢钾(KH_2PO_4),模拟富营养化水体中的氮、磷、钾等元素的含量,并加入 2.4 g 葡萄糖($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$),模拟富营养化水体中有机物的含量。

1.3 实验方法

实验前,将制备好的稻草基质和竹丝基质分别放入蒸馏水中浸泡一周,因为未经处理的稻草基质或竹丝基质在实验过程中会释放出一定量的含氮色素,通过浸泡来减少含氮色素对脱氮效果波动的影响^[5]。

批式实验设两组平行进行,以不同的填料作为浮床基质,分别为竹丝基质生态浮床(floating island with bamboo thread, FI-BT)和稻草基质生态浮床(floating island with rice straw, FI-RS)。两组组合式生态浮床中均种植有大型水生植物美人蕉 3 株(以 1 个完整的块茎为 1 株),3 株植物按等边三角形形状栽种,并使植物的根部伸入基质且淹没于水中,两组浮床所种植的美人蕉均处于生长旺盛期,植物株高为 15.1 ~ 15.5 cm。所采用的人工生态浮床均由简易材料制成,采用普通圆型带孔塑料盆,内部填充有基质,并在其外围以细绳绑上 3 个呈圆形阵列的塑料块以使其稳定漂浮于水面,其规格为直径 21.4 cm,高 15 cm,容积 5.3 L。两种基质的填充率均为 70%,水面覆盖率均为 45%。两组生态浮床分置于规格相同的两个大型圆柱型塑料桶中,塑料桶规格均为直径 43 cm,高 43.5 cm,总容积 96 L,实际加入的水体体积为 70 L。水桶底部均置有相同型号的鼓浪发生器,以模拟自然界中水体的运动,促进浮床内外水体的交换以及水体与空气的接触。批式实验的流程为:以 6 d 作为一个实验批次,每隔 6 d 重新换上实验水体,每个批次的实验水体的指标均相同,每个批次的第 3 天与第 6 天均采样分析一次,监测水中氮、磷及高锰酸盐指数的变化,并对水体的溶解氧、温度、pH 的变化进行记录。每次取完水样后向原水中加入相同体积的蒸馏水,避免监测本身对实验造成的干扰。

进水指标为: $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 2.60 ~ 2.79 mg/L, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为 5.38 ~ 6.31 mg/L, TN 为 7.89 ~ 8.59 mg/L, TP 为 4.38 ~ 4.83 mg/L,高锰酸盐指数为 11.11 ~ 13.12 mg/L。

1.4 水质分析方法

水质测定方法均采用国家标准方法(《水和废水监测分析方法》)进行^[6],高锰酸盐指数采用高锰酸钾

滴定法, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$, TN 和 TP 均采用紫外可见分光光度计测定。温度采用水温计法, pH 值采用玻璃电极法,溶解氧采用膜电极法测定。水体中的生物相采用普通的光学显微镜观察。

2 结果与分析

2.1 高锰酸盐指数变化的分析

如图 1 所示,进水高锰酸盐指数为 11.11 ~ 13.12 mg/L, FI-RS 和 FI-BT 中第 3 天出水的高锰酸盐指数分别为 5.23 ~ 9.33 mg/L 和 4.71 ~ 9.01 mg/L, 最终(第 6 天)出水的高锰酸盐指数分别为 7.12 ~ 11.53 mg/L 和 10.17 ~ 15.1 mg/L。

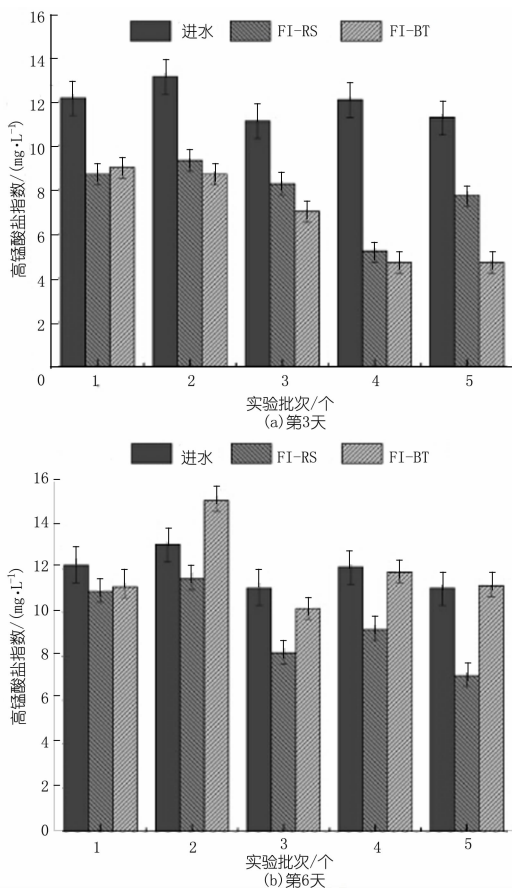


图 1 高锰酸盐指数对比结果

通过图 2 可以发现, FI-RS 在第 3 天和第 6 天的溶解氧(DO)含量均在 2.5 mg/L 以上,其平均值分别为 4.08 mg/L 和 3.42 mg/L。FI-BT 在第 3 天和第 6 天出现了不同的情况,第 3 天的 DO 含量更接近于好氧状态,各批次均在 2 mg/L 以上,均值为 3.08 mg/L;第 6 天的 DO 含量更接近于厌氧状态,各批次均在 2 mg/L 以下,均值为 1.44 mg/L。

在第 3 天, FI-RS 和 FI-BT 都对高锰酸盐指数表现出良好的去除能力,平均去除率分别为 34.13% ± 0.5% 和 43.11% ± 0.5%, FI-BT 的处理效果更好,

且随着实验批次的进行,FI-BT 的优势越发明显。对比稻草基质和竹丝基质的微观结构,稻草基质的表面结构致密,排列规则,细胞结构层次较少,结构较为单一^[7]。竹丝基质的纵向表面呈现光滑、均一的特征,具有多条较浅的沟槽。竹纤维细胞壁为多层复合结构,层次最少 4~5 层,最多可达 11 层,由宽、窄层交替组合而成^[8]。竹丝基质的沟槽更易附着微生物,其复合结构为微生物提供更广阔的附着空间。

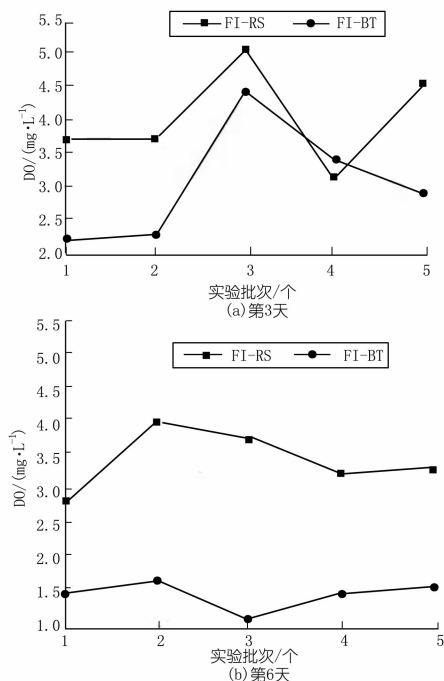


图 2 DO 含量对比结果

比较图 1(a)和(b),在第 6 天,FI-RS 和 FI-BT 中的高锰酸盐指数与各自同一批次的第 3 天相比,反而有所升高。FI-RS 中的高锰酸盐指数与进水相比尚有一定的降低,平均去除率为 $21.59\% \pm 0.5\%$;FI-BT 中的高锰酸盐指数与进水相比,没有太大的改变,甚至有所上升。

分析认为,FI-RS 和 FI-BT 中的微生物在前 3 d 主要以中原有的水溶性有机污染物为碳源,因此,第 3 天的高锰酸盐指数均比较低。随着水中可利用的水溶性有机污染物的减少,微生物以基质本身作为碳源^[4]。稻草基质和竹丝基质的主要成分均为纤维素,研究已知,纤维素高分子物质中的结晶度是影响其生物降解性的基本因素,高分子的降解性随着结晶度的升高而降低,结晶度越高,纤维素分子取向力越大,分子结构越稳定,越难被降解^[9]。由梁越敏^[9]、张素俭^[11]等人的研究可知,稻草的纤维素结晶度为 62.6%,竹丝的纤维素结晶度为 71.82%,稻草更具有生物降解性。稻草基质释放到水中的物质,多为小分子有机物,如纤维三糖、纤维二糖、葡萄糖、木糖、丙酮

醛等^[12],易被微生物利用;竹丝基质释放的多为高分子有机物,如聚戊糖、木素等^[13],降解周期长。因此,在较短的周期内,稻草基质所释放的小分子有机物降解速率更快。实验后期($\geq 3d$),FI-RS 中由稻草基质释放的有机物在较短的时间内得到去除,消耗的溶解氧较少,溶解氧能维持在较高的水平,有利于好氧菌的繁殖,形成良性循环。FI-BT 中,竹丝基质释放的高分子有机物,降解周期长,提供的溶解氧不能使其在较短的周期内降解完毕,降解过程本身又消耗了大量的溶解氧,水体处于缺氧状态,对好氧菌产生不利影响,有机物以厌氧或兼性菌分解为主,高锰酸盐指数较高。

2.2 试验水体中总磷浓度变化的分析

从图 3 中可知,进水总磷(TP)浓度为 $4.38 \sim 4.83$ mg/L,FI-RS 和 FI-BT 中第 3 天出水的 TP 浓度分别为 $2.67 \sim 3.78$ mg/L 和 $2.58 \sim 3.13$ mg/L,最终(第 6 天)出水的 TP 浓度分别为 $1.87 \sim 4.07$ mg/L 和 $1.81 \sim 3.81$ mg/L。实验中,FI-RS 中的 pH 为 $8.02 \sim 8.51$,FI-BT 中的 pH 为 $7.71 \sim 7.82$,FI-BT 中的 pH 更为稳定,处于聚磷菌的最适 pH 范围内($7.0 \sim 8.0$ ^[14])。

FI-RS 和 FI-BT 在整个实验周期中对总磷(TP)均能起到一定的去除效果。在第 3 天,平均去除

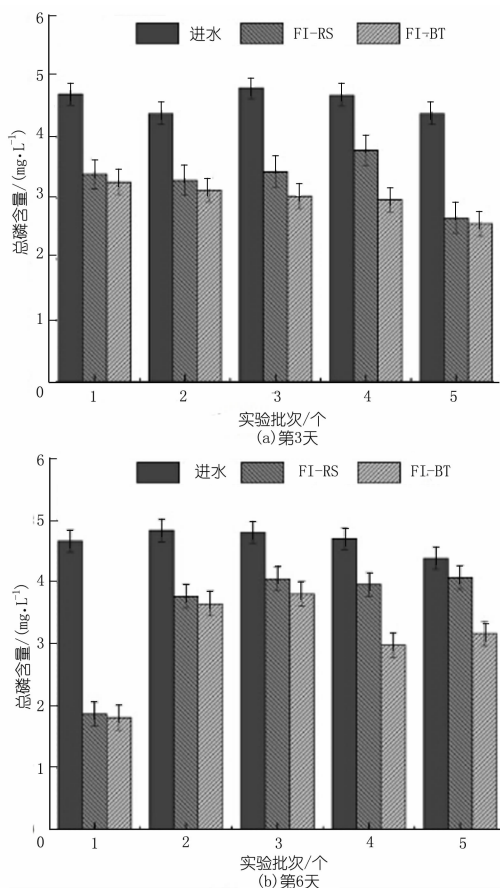


图 3 总磷浓度对比结果

率按 FI - RS 和 FI - BT 的顺序分别为 $27.91\% \pm 0.24\%$ 和 $37.74\% \pm 0.2\%$, 在第 6 天, 平均去除率分别为 $24.05\% \pm 0.18\%$ 和 $34.09\% \pm 0.2\%$, FI - BT 中 TP 的去除率相比于 FI - RS 要高 10% 左右。

综合图 3a 和图 3b, 在第 1 批次的第 6 天, FI - RS 和 FI - BT 对 TP 的去除率均达到最高, 分别为 59.87% 和 61.15%。据推测, 浮床中美人蕉初始生长时从水中吸收了大量的磷, 之后对磷的需求有所下降。为验证这一推测, 分别运行了另外两组在相同初始条件下开始的 FI - RS, 取得的数据为 58.74% 和 60.09%, 之后所测得的去除率均小于这两组数据, 推测得到证实。

2.3 氮素污染物浓度变化的分析

如图 4 所示, 进水氨氮 ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$) 浓度为 $2.60 \sim 2.79 \text{ mg/L}$, FI - RS 和 FI - BT 中第 3 天出水的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度分别为 $0.02 \sim 0.18 \text{ mg/L}$ 和 $0.06 \sim 0.15 \text{ mg/L}$, 最终 (第 6 天) 出水的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度分别为 $0.15 \sim 0.43 \text{ mg/L}$ 和 $0.13 \sim 0.44 \text{ mg/L}$ 。FI - RS 和 FI - BT 对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除效果极为显著, 在第 3 天, FI - RS 和 FI - BT 的平均去除率分别为 $96.67\% \pm 0.06\%$ 和 $96.18\% \pm 0.03\%$, 在第 6 天的平均去除率分别为 $91.6\% \pm 0.06\%$ 和 $92.13\% \pm 0.06\%$, 最低的去除率分别为 83.47% 和 83.09%。

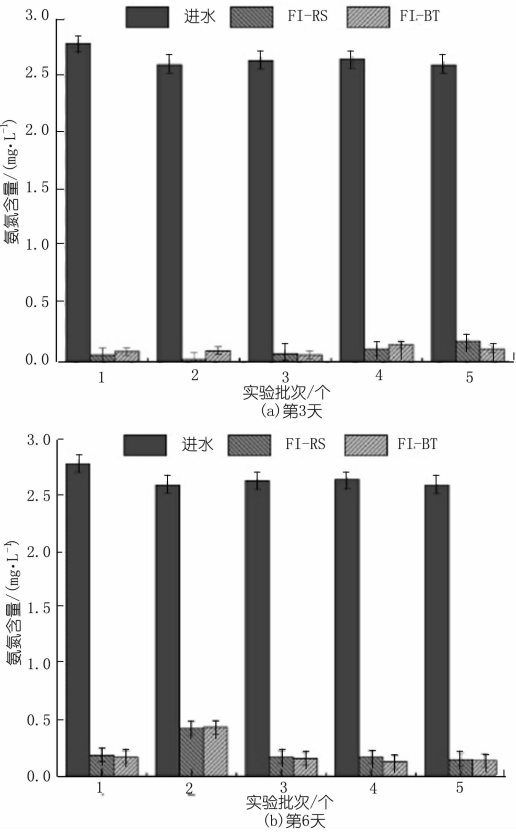


图 4 氨氮浓度对比结果

图 5 显示, 进水的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为 $5.38 \sim 6.31 \text{ mg/L}$ 。FI - RS 中第 3 天出水和第 6 天出水的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度分别为 $7.92 \sim 13.28 \text{ mg/L}$ 和 $7.2 \sim 9.97 \text{ mg/L}$, 与同一批次的第 3 天出水相比, 第 6 天出水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的浓度有所降低, 但仍比进水要高; FI - BT 中第 3 天出水和第 6 天出水的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 分别为 $6.39 \sim 11.16 \text{ mg/L}$ 和 $5.27 \sim 5.88 \text{ mg/L}$, 第 6 天出水中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度相对于进水有少许的去除率。

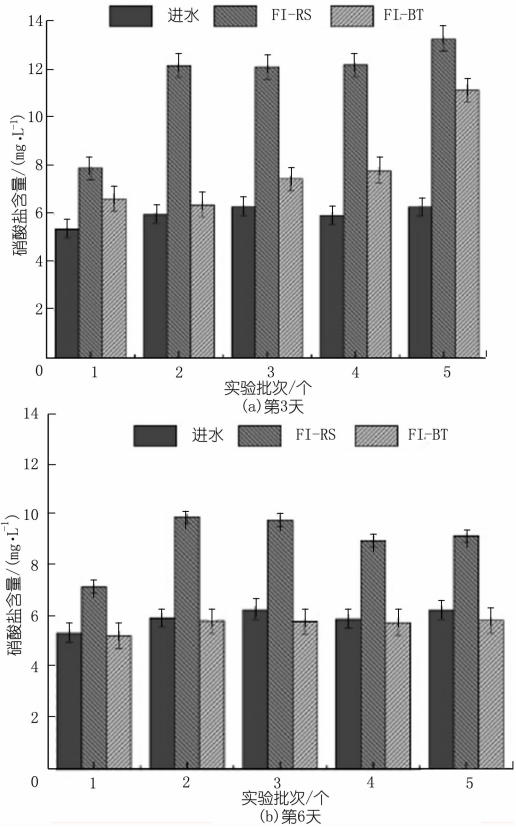


图 5 硝酸盐浓度对比结果

图 6 显示了水中亚硝酸盐 ($\text{NO}_2^- - \text{N}$) 浓度的变化。进水中没有 $\text{NO}_2^- - \text{N}$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 作为硝化反应和反硝化反应的中间产物, 在水中产生积累。FI - RS 和 FI - BT 中第 3 天出水的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度分别为 $0.05 \sim 0.46 \text{ mg/L}$ 和 $0.03 \sim 0.27 \text{ mg/L}$, 最终 (第 6 天) 出水的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度分别为 $0.14 \sim 0.32 \text{ mg/L}$ 和 $0.06 \sim 0.27 \text{ mg/L}$ 。

综合考察图 4、图 5 和图 6, 分析氮素污染物的转化规律。 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度始终维持在极低的水准; 第 6 天出水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的浓度比第 3 天出水有所降低。图 6 中的数据则显示, 随着实验批次的进行, FI - RS 和 FI - BT 中的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度均呈现一定的规律性变化, 第 3 天的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度随着批次的增加而升高, 第 6 天的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度随批次的增加而减小。分析

认为, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 主要来自于 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 所进行的反硝化反应。

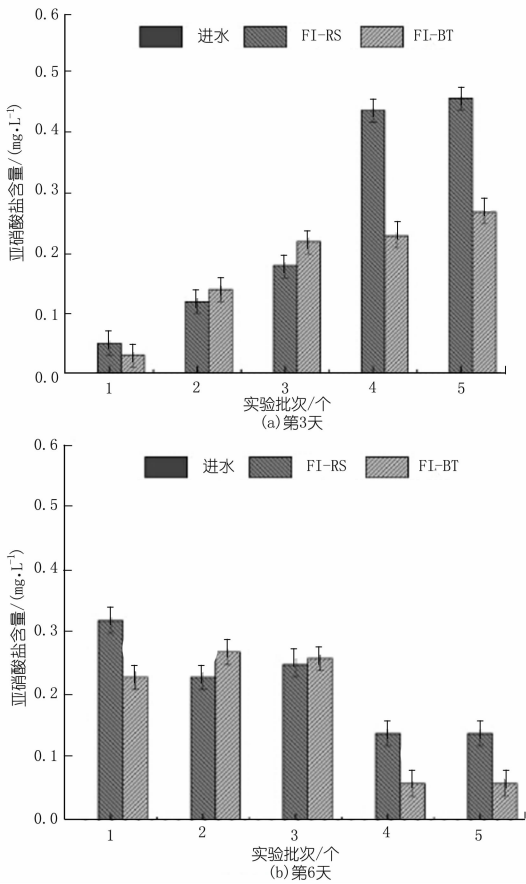


图 6 亚硝酸盐浓度对比结果

实验中,水生植物美人蕉生长出众多的细小根须,这些根须与基质不断交错缠绕,形成复杂的耦合结构。研究发现,植物根系附近和基质表面的生物膜间有复杂的共生微生物群落,这些共生微生物是实现反硝化的主要贡献者^[15],生物相镜检发现其中有较为丰富的微生物种类,包括藻类、螺旋菌、喇叭虫、轮虫、线虫以及钟虫等。

可以推测,随着实验批次的增加,植物、基质和微生物的协同作用越明显^[3], $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 转化为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 所需时间达到最短, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度达到峰值的时间不断提前,达到峰值后的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 在植物的吸收作用以及植物根系附近和基质表面的生物膜间的共生微生物群落的协同作用下被大量去除^[16],生态浮床中出现类似于短程反硝化的效果, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度因此呈现出特殊的规律性变化。

比较图 6 中 FI-RS 和 FI-BT 的数据可知,FI-BT 中的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度在各个批次的变化相对较为平缓,最终(第 6 天)出水的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度也相对较低。已知溶解氧(DO)是反硝化反应过程中的重要影响因素。Wuhrman 的研究表明,当外界面的氧浓度为 2.0

mg/L 时,仅有生物膜表面的微生物得到较多的溶解氧,生物膜内部 500 μm 处的氧浓度只有 0.1 mg/L,生物膜内部的大多数微生物处于缺氧状态,此时生物膜内多数环境为厌氧和缺氧的环境^[17]。由图 2 可知,在第 6 天,FI-BT 中的 DO 含量各批次均在 2 mg/L 以下,均值为 1.44 mg/L,可以推测,竹丝基质表面生物膜内的大多数微生物处于缺氧状态,对于反硝化反应更为有利。

分析实验中的其他因素,发现了更多 FI-BT 比 FI-RS 更有利于反硝化的原因。

(1) 实验中,随着实验批次的增加,FI-RS 中的稻草基质出现了软化现象。由原先的空心圆柱形转变为扁平状,基质内部的空间缩小,基质的高度在实验结束时比实验开始时降低了许多;基质单体的结构变得松散,各个稻草基质单体之间以膜状物质相连接,导致浮床外表面的孔隙变少,使浮床内部的基质难以与外界水体进行接触、反应,降低了反硝化的效果。而 FI-BT 中的竹丝基质则不存在这样的问题。基质的高度在实验结束时没有明显的变化,各个竹丝基质单体之间也未出现膜状物质,生物膜主要覆盖于竹丝基质单体的表面,整个浮床仍保留有相当高的孔隙率,具备良好的与外界进行水体交换的性能,浮床内部的基质仍具备与外界水体接触、反应的能力,使得反硝化反应进行得更为充分。

(2) 实验中,FI-RS 中的 pH 为 8.02 ~ 8.51,FI-BT 中的 pH 为 7.71 ~ 7.82,FI-BT 中的 pH 更为稳定,更接近于反硝化菌的最适 pH 范围(7.0 ~ 7.5^[17])。

2.4 植物生长情况分析

FI-RS 和 FI-BT 中美人蕉的生长状况如图 7 所示。浮床中的美人蕉均呈增长趋势,FI-BT 中的美人蕉增长最多,5 个批次中增长了 30.01 cm。但 FI-RS 中的美人蕉叶片较为青翠,通过检测发现稻草中含有丰

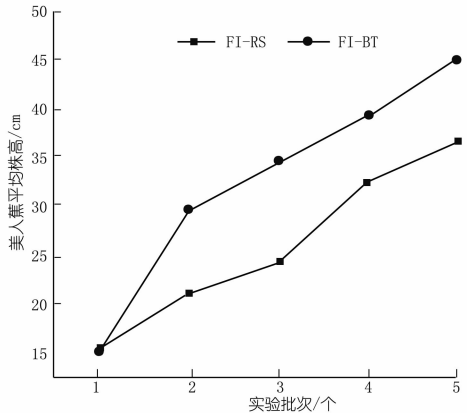


图 7 美人蕉平均株高对比结果

富的微量元素^[18],如钙、钾、镁、磷等。这些因素对两种植物生长状况的影响还需进一步比较研究。

3 结 论

(1) 利用 FI - RS 和 FI - BT 处理富营养化水体,在较短时间内(≤6 d)均可以对 NH₄⁺ - N 和 TP 产生明显的去除率,但 NO₃⁻ - N 浓度和 NO₂⁻ - N 浓度有所升高。FI - BT 中,TP 和 NH₄⁺ - N 在第 6 天的最终平均去除率为 34.09% ± 0.2% 和 92.13% ± 0.06%,优于 FI - RS 的 24.05% ± 0.18% 和 91.6% ± 0.06%。

(2) 引入固相碳源作为基质的生态浮床,在水体中碳源不足时,基质会释放碳源进入水体,引起水体中高锰酸盐指数的上升。不同基质所释放的碳源的差异会引起水体中溶解氧含量的差异,进而对碳源本身的降解和氮素污染物的去除产生影响。

(3) 水生植物、微生物、固相碳源基质的协同作用能使生态浮床中出现类似于短程反硝化的效果。竹丝基质所具有的理化特性及其引起的缺氧环境,使得 FI - BT 相比于 FI - RS 能有更好的反硝化效果。如何更好地利用竹丝基质的这种特性还需要进一步的实验和研究。

参考文献:

[1] 曹文平,王冰冰.生态浮床的应用及进展[J].工业水处理,2013,33(2):5-8.

[2] 张雁秋,曹文平,刘莉突,等.基质对生态浮床净化效果和大型水生植物生长的影响[J].徐州工程学院学报:自然科学版,2013,28(4):18-19.

[3] 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].水生生态学杂志,2012,33(6):76-79.

[4] 曹文平,张后虎,汪银梅.以纤维素物质为反硝化碳源和载体去除水中硝酸盐[J].工业水处理,2012,32(2):5-6.

[5] Cao W P, Zhang H H, Wang Y M, et al. Bioremediation of polluted surface water by using biofilms on filamentous bamboo[J]. Ecol. Eng, 2012, 42, 146-149.

[6] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会.水和废水监测分析方法[M].北京:中国环境科学出版社,2002.

[7] 王芳.热化学预处理玉米秸秆厌氧发酵产气特性的研究[D].淄博:山东理工大学,2013.

[8] 李晖,朱一辛,杨志斌,等.我国竹材微观构造及竹纤维应用研究综述[J].林业科技开发,2013,27(3):1-2.

[9] Hiraishi A, Khan S T. Application of polyhydroxy l kanoates for denitrification in water and wastewater treatment [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2003, 61(2):103-109.

[10] 梁越敢,郑正,汪龙眠,等.干发酵对稻草结构及产沼气的影响[J].中国环境科学,2011,31(3):411-422.

[11] 张素俭,于伟东.竹纤维及其产品的研究与开发现状[J].棉纺织技术,2005,33(11):646-647.

[12] 王为国,李自豪,章远航.稻草秸秆超低碳水解及水解产物分析[J].石油化工,2013,42(3):343-344.

[13] 雷以超,刘站,刘道恒,等.楠竹纤维特性及预水解工艺的研究[J].造纸科学与技术,2007,26(6):30-31.

[14] 郭春艳.不同电子受体及 pH 值对聚磷菌代谢的影响[D].北京:北京工业大学,2011.

[15] 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):354-355.

[16] 胡绵好.水生经济植物浮床技术改善富营养化水体水质的研究[D].上海:上海交通大学,2008.

[17] 周群英,高廷耀.环境工程微生物学(第二版)[M].北京:高等教育出版社,2002.

[18] 邵留,徐祖信,金伟,等.以稻草为碳源和生物膜载体去除水中的硝酸盐[J].环境科学,2009,30(5):1414-1419.

(编辑:常汉生)

Research and comparison of composite ecological floating island systems in treatment of futrophic water bodies

ZHOU Shijie, CAO Wenping, ZHOU Dazhong, ZHANG Hanyu, WANG Jiahao

(Department of Environmental Engineering, Xuzhou Institute of Technology, Xuzhou 221111, China)

Abstract: Two sets of parallel systems of floating islands with bamboo thread (FI - BT) and rice straw (FI - RS) respectively are developed by selecting canna plants as the floating island plant and introducing the solid carbon source as the matrix, and the efficiency and characteristics of their eutrophic water purification are compared. The experiment results show that FI - BT is better for removing NH₄⁺ - N and TP from the water; the average removal rate of FI - BT is 92.13% ± 0.06% (NH₄⁺ - N) and 34.09 ± 0.2% (TP) respectively on the sixth day while that of FI - RS are 91.6 ± 0.06% and 24.05 ± 0.18%. So, FI - BT is superior in denitrification compared with FI - RS.

Key words: composite ecological floating island; solid carbon; eutrophic water; bioremediation