

# SBBR 与人工湿地组合工艺脱氮除磷

刘舒巍, 张从轩, 杨兴桐, 李媛, 王晓慧, 海热提\*

北京化工大学, 北京市水处理环保材料工程技术研究中心, 北京 100029

**摘要** 以人工合成污水为原水, 以第二代生态碳纤维作为 SBBR 填料, 考察了 SBBR 和人工湿地组合工艺脱氮除磷的性能。结果表明, SBBR 系统能够实现同步硝化反硝化且可出现明显的释磷、吸磷现象, 当 SBBR 厌氧 75 min, 曝气 240 min, 溶解氧在  $3.07 \sim 4.09 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  之间时, 组合工艺实现了能耗最低情况下的达标出水。此模式下, SBBR 系统对 COD、氨氮、TN 和 TP 的去除率分别达到 94.6%、94.8%、85.4% 和 61.1%。人工湿地采取间歇运行模式以进一步脱氮除磷, 其中进水 12 h, 放空复氧 12 h, 稳定后湿地对 COD、氨氮、TN 和 TP 的去除率分别达到 39.3%、47.3%、61.5% 和 70.7%。此模式下整体组合工艺表现出了良好的脱氮除磷性能, 系统出水 COD、氨氮、TN 和 TP 浓度均值分别为 13.89、0.535、2.047 和  $0.286 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 去除率分别能够达到 96.7%、97.3%、94.4% 和 88.6%。

**关键词** SBBR; 人工湿地; 脱氮除磷; 参数优化; 生态碳纤维

中图分类号 X703 文献标识码 A 文章编号 1673-9108(2017)08-4527-08 DOI 10.12030/j.cjee.201607247

## Biological phosphorus and nitrogen removal by combined process of sequencing biofilm batch reactor and constructed wetland

LIU Shuwei, ZHANG Congxuan, YANG Xingtong, LI Yuan, WANG Xiaohui, HAI Reti\*

Beijing Engineering Research Center of Environmental Material for Water Purification, Beijing University of Chemical Technology, Beijing 100029, China

**Abstract** The behaviors of biological phosphorus (P) and nitrogen (N) removal in a lab-scale combined process using a sequencing biofilm batch reactor stuffed with second-generation carbon fiber and a constructed wetland were investigated during the treatment of artificial wastewater. The experimental results clearly showed that when the aeration time was 75 min, the aerobic time was 240 min, the dissolved oxygen was 3.07 to 4.09  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , and the best treatment efficiency was achieved. When the SBBR was running under the best operating conditions, simultaneous nitrification and denitrification was steady, as was phosphorus release and absorption. The removal efficiencies of COD,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ , TN, and TP reached 94.6%, 94.8%, 85.4%, and 61.1%, respectively. For the constructed wetland, intermittent operation was adopted to enhance the effect of nitrogen and phosphorus removal. Each cycle of intermittent operation included a flooding period of 12 h and a drying period of 12 h. The removal of COD,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ , TN, and TP over the operation period was achieved at average rates of 39.3%, 47.3%, 61.5%, and 70.7%, respectively. With this system, the established combined process achieved good results for N and P removal; the average effluent COD,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ , TN, and TP concentrations were 13.89, 0.535, 2.047, and  $0.286 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , corresponding to removal rates of 96.7%, 97.3%, 94.4%, and 88.6%, respectively.

**Key words** SBBR; constructed wetland; remove nitrogen and phosphorus simultaneously; parameter optimization; carbon fiber

近年来,随着城市污水处理厂的不断建设,截止 2014 年底,我国城市污水处理率已经达到了 90.2%。尽管如此,我国的地表水环境质量依然不容乐观,2014 年中国环境状况公报显示,在全国 423 条主要河

**基金项目:**国家自然科学基金资助项目(51408020);北京市科技计划项目(Z151100002115011);国家国际科技合作专项(2013DFR60250);中央高校基本科研业务费专项资金项目(JD1604,JD1503)

**收稿日期:**2016-07-28; **录用日期:**2016-10-10

**第一作者:**刘舒巍(1992—),男,硕士研究生,研究方向:污水生物处理。E-mail:905708773@qq.com

\* 通信作者, E-mail: hjzhx@mail.buct.edu.cn

流、62座重点湖泊(水库)的968个国控地表水监测断面(点位)中,V、劣V类水质比率占到了16.0%,湖泊水库富营养化形势仍然十分严峻。而随着生活污水富营养化的不断加重,单一处理工艺往往不能做到充分脱氮除磷。因此,为改善河道湖泊等受纳水体整体水环境,同时满足农村分散式污水以及城市小区集中式污水的回用需求,寻求一种高效、稳定且节能的污水组合工艺尤为重要。

在污水脱氮除磷方面,序批式生物膜反应器(sequencing biofilm batch reactor, SBBR)具有生物相丰富、抗冲击能力强<sup>[1]</sup>,氧传递效率高、能源消耗少<sup>[2]</sup>,运行稳定、脱氮效果好<sup>[3]</sup>且操作简单、便于管理<sup>[4]</sup>等优势,它是为解决污水处理过程中负荷波动过大,以及防止生长较慢的微生物从反应器中淘洗出去而提出的<sup>[5]</sup>。已有研究表明<sup>[6-8]</sup>,厌氧氨氧化菌、反硝化菌和好氧氨氧化菌是可以共存的,因此,通过向SBR反应器中添加生物填料,可以在填料不同部位形成厌氧、兼性、好氧的多营养级微生物系统,其中厌氧氨氧化菌存在于生物膜的内层,而其他菌群则分布在外层,整个SBBR系统通过不断的厌氧和好氧间歇操作,为同步硝化反硝化(SND)创造了有利条件<sup>[9]</sup>。但SBBR对污水中磷的去除受诸多条件限制,去除效果有限,因此后置除磷技术显得尤为重要。

人工湿地是由天然湿地发展而来的高效、环保和节能的新型污水处理技术<sup>[10]</sup>。通过科学的设计和改造,选用特定的基质与植物构建出复杂、独特的生态系统,继而利用物理、化学和生物的三重协同作用实现对污水的净化处理<sup>[11]</sup>。人工湿地具有投资造价低、处理效果好且管理方便等优势,近年来已被广泛应用于生活污水<sup>[12]</sup>、工业废水<sup>[13]</sup>、农业灌溉废水<sup>[14]</sup>甚至垃圾渗滤液的处理当中<sup>[15]</sup>。因此,在SBBR出水后加上人工湿地处理系统,不仅能够满足出水脱氮除磷的水质要求,大幅度消减对受纳水体的负荷冲击,在一定程度上保障河道湖泊的水质,还可使得整个系统在处理达标的同时具有良好的环境、经济效益。

本实验将SBBR与人工湿地相结合用于处理生活污水。研究了整套组合工艺的最优运行参数,要求充分发挥人工湿地的处理效能以降低SBBR系统的能耗,在保证出水水质的情况下,使得组合工艺的综合运行费用最低。

## 1 实验材料与方法

### 1.1 实验材料

实验选用国家碳纤维工程技术研究中心与北京市水处理环保材料工程技术研究中心联合研发的第二代生态碳纤维材料作为SBBR的生物膜填料,这种填料是经丙酮改性后的PAN-ACF,纤维强度高,使用寿命长,且具有良好的生物相容性和极大的比表面积,能够为微生物提供较为广阔的附着空间。根据反应器容积,实验共使用5个圆环碳纤维,每个圆环之间间隔10 cm,用铁丝串联悬挂于反应器内。

人工湿地选用陶粒、沸石以及天然土壤作为湿地基质,选用芦苇和香蒲作为人工湿地植物。

### 1.2 实验装置

#### 1.2.1 SBBR系统

SBBR装置由有机玻璃制成,设计内径为150 mm,高600 mm,壁厚8 mm,底部设置有一高为45 mm的半球形排泥系统,装置总容积11 L,有效容积9 L,如图1所示。装置于距底部100 mm处设置进水口,距底部350 mm处设置出水口,反应器每个周期处理水量为3.5 L。装置采用鼓风曝气,通过空气转子流量计控制曝气强度,以3个细沙曝气头作为空气扩散器使得反应器内曝气均匀。由于挂膜后的生态碳纤维材料以及附着于其上的生物膜体积较大,占整个反应器的40%以上,因而运用循环泵进行厌氧循环以替代原始的搅拌系统,反应中厌氧循环量固定为 $5 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 。整个实验流程均通过定时器控制,并通过加热棒及控温系统控制反应器温度在 $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 以上以保证反应器中微生物活性。

#### 1.2.2 人工湿地系统

实验选取垂直潜流式人工湿地,由有机玻璃制成,设计内径200 mm,高600 mm,壁厚8 mm,如图1所示,装置于距顶部100 mm处设置进水口,于底部出水直接排入出水池中。装置中所有填料根据反应器大小,从底部按级配填充150 mm厚的陶粒层(粒径8~10 mm)、100 mm厚的砾石层(粒径6~8 mm)、150 mm厚的沸石层(粒径3~5 mm)以及100 mm厚的天然土壤层,其中陶粒、砾石和沸石的主要成分为

SiO<sub>2</sub>、Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>,天然土壤取自北京化工大学校园,主要成分为 SiO<sub>2</sub>、Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>、Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>、CaO 和 K<sub>2</sub>O 等。

1.2.3 工艺流程

实验运行工艺流程如图 1 所示,SBBR 反应器采取底部进水、进气模式,反应结束后,通过蠕动泵泵水至中间水量调节池,再通过蠕动泵抽出进入人工湿地中,人工湿地采取间歇运行模式,每天处理水量 9 L,停留时间约为 12 h,水力负荷为 0.024 m<sup>3</sup> · (m<sup>2</sup> · h)<sup>-1</sup>。反应器整个运行过程中对 SBBR 系统启动挂膜、运行参数优化期间的 COD、氨氮、TN 和 TP 等主要指标进行测定,并研究整个组合工艺脱氮除磷效果。

1.3 实验水质

实验用水采用自配的合成废水,以葡萄糖、氯化铵分别作为系统所需的碳、氮源,采用磷酸二氢钾模拟水体中的溶解性磷酸盐,同时加入少量 Mg<sup>2+</sup>、Fe<sup>2+</sup> 和 Mn<sup>2+</sup> 等微生物生长所必需的微量元素,并通过添加碳酸氧钠调节水体 pH,试剂均选用分析纯级别。实验出水要求满足《城市污水再生利用景观环境用水水质》(GB/T18921-2002) 标准。实验进出水水质指标如表 1 所示,除 pH 外,其余水质指标单位均为 mg · L<sup>-1</sup>。

COD:重铬酸钾法;NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TP:连华 5B-3(B) COD 多元速测仪;微生物群落:扫描电子显微镜;DO、pH、ORP:HANNA(HI9146) 微电脑溶解氧测定仪。

2 实验结果与讨论

2.1 SBBR 反应器运行参数优化

SBBR 工艺实质上是生物膜法的间歇操作,因而系统内生物膜的形成至关重要。为缩短挂膜时间,本实验采用接种活性污泥法进行挂膜,接种污泥取自北京市门头沟卧龙岗再生水厂二沉池,MLSS 为 4 000 mg · L<sup>-1</sup>。污泥取回后首先连续闷曝 2 d 进行污泥的活化,继而进行系统生物膜的培养。培养分为两阶段,第一阶段为启动挂膜阶段,用时 20 d,第二阶段为聚磷菌培育阶段,用时 18 d,系统启动成功稳定 10 d 后进入参数调节阶段。

2.1.1 厌氧时间对 SBBR 系统释磷的影响

在厌氧条件下,聚磷微生物(PAOs)对无机磷的释放是好氧阶段细胞过量吸磷的前提,因此 SBBR 系统的厌氧停留时间是影响其除磷的关键因素之一<sup>[16]</sup>。实验首先通过测定厌氧阶段各时间点的 TP 浓度判断最佳厌氧时间,分别测定在厌氧内循环开始后的 0、0.5、1.0、1.5、2.0、2.5 和 3.0 h 这 7 个时刻的系统 TP 浓度,所得 5 组数据如下图 2 所示。

通过图 2 中 5 组数据的变化趋势可以发现,在厌氧阶段的前 1 h,反应器内的 TP 浓度迅速上升,说明厌氧释磷菌发挥了作用并对原水中的磷进行了有效的释放;2 h 后,反应器内的 TP 浓度变化不大,甚

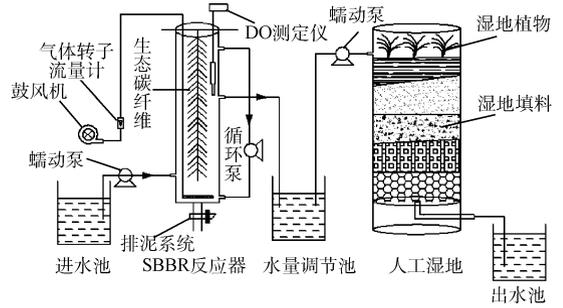


图 1 SBBR-CW 生化系统

Fig. 1 Schematic diagram of the SBBR-CW biological system

表 1 实验污水进出水水质指标

Table 1 Characteristics of influent and effluents wastewater

| 项目 | pH  | COD | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N | TN  | TP   |
|----|-----|-----|---------------------------------|-----|------|
| 进水 | 7.5 | 500 | 25                              | 35  | 5    |
| 出水 | 6~9 | ≤20 | ≤5                              | ≤15 | ≤0.5 |

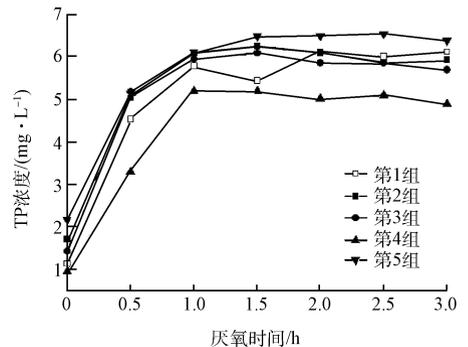


图 2 厌氧停留时间对 TP 浓度的影响(0~3 h)  
Fig. 2 Influence of anaerobic HRT(0~3 h) on phosphorus release

至有下降趋势,可以判定系统已趋于无效释磷。因此最优厌氧时间应在 1 h 到 2 h 之间,而图 2 中 5 组数据所呈现的规律并不明显。因此,为更好地了解厌氧时间对 SBBR 系统释磷的影响,实验每隔 15 min 测定一次厌氧前 2 h 的系统 TP 浓度变化,所得 5 组数据如图 3 所示。

通过观察图 3 中 60 ~ 120 min 的数据趋势可发现,厌氧 75 min 后,除第 4 组数据外,其他数据都呈现平稳或下降趋势,而 75 min 前除第一组数据外都表现出了不断上升的趋势。继而通过测定不同厌氧时间反应器内 ORP 值以判断聚磷菌的性能和聚磷反应完成程度,发现图 4 中与图 3 相似的是,在 75 min 后,除第一组数据外,ORP(绝对值)都不再上升,聚磷反应基本完成。因此可判定,SBBR 反应器厌氧阶段在 75 min 前处于有效释磷,75 min 后系统趋向无效释磷。

### 2.1.2 DO 对 SBBR 系统运行的影响

由于碳纤维生物膜的表层和深层可形成微观厌氧好氧交替环境或在曝气不均匀时形成宏观的小区域的厌氧好氧交替环境,因此 DO 浓度对 SBBR 反应器内硝化和反硝化作用有很大影响,DO 浓度太低会导致细菌活性降低,不利于硝化和聚磷过程的进行,影响  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和 TP 的出水浓度,而 DO 含量太高,也会影响好氧过程同步硝化反硝化,不利于总氮的去除<sup>[17]</sup>。实验在确定了厌氧时间后将反应器运行周期改为 8 h,其中进水 10 min、厌氧 75 min,好氧 270 min,沉淀 60 min,出水、空闲 65 min,于反应器运行稳定后,在 DO 分别为 1.98、3.07、4.09、4.95 和 6.04  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  的浓度下测定进出水的 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN 和 TP 等水质指标,每个条件运行 10 d。

结果表明,在 DO 小于 3.0  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  时,COD 的去除效果不佳,而随着 DO 浓度的不断升高,反应器内有充足的氧气提供给微生物进行生长代谢,可有效去除有机物,使得 COD 去除率一直保持在 94% 以上。DO 浓度在 1.98  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  时,微生物活性较低,硝化细菌不能充分完成硝化反应, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  未能充分转化成  $\text{NO}_3 - \text{N}$  和  $\text{NO}_2 - \text{N}$ ,进而间接影响了反硝化反应的进程,使得出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和 TN 的浓度都偏高,而随着 DO 浓度的升高,好氧微生物不断繁殖, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  去除率一直保持较高水准,但当 DO 浓度大于 4.09  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  后,氧的传质速率增大,好氧菌迅速繁殖,压制了生物膜里层反硝化菌的生长活性,使得  $\text{NO}_3 - \text{N}$  不能充分转化为  $\text{N}_2$ ,进而影响了 TN 的去除效果,随

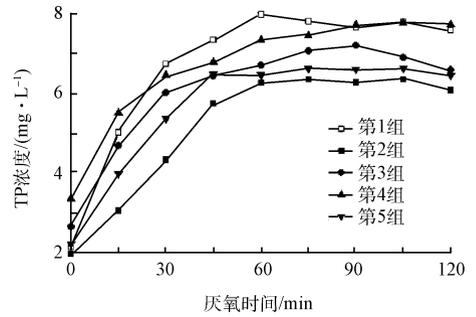


图 3 厌氧停留时间对 TP 浓度的影响(0 ~ 2 h)

Fig. 3 Influence of anaerobic HRT(0 ~ 2 h) on phosphorus release

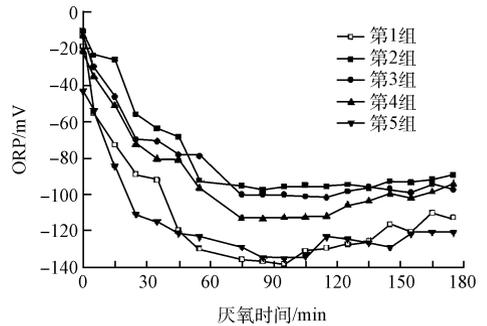


图 4 厌氧停留时间对 ORP 的影响

Fig. 4 Influence of anaerobic HRT on ORP

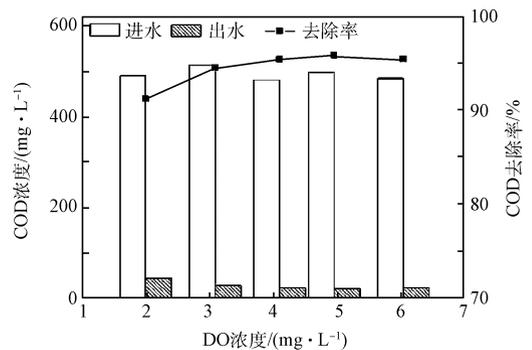


图 5 DO 浓度对 COD 去除影响

Fig. 5 Influence of DO concentration on COD removal

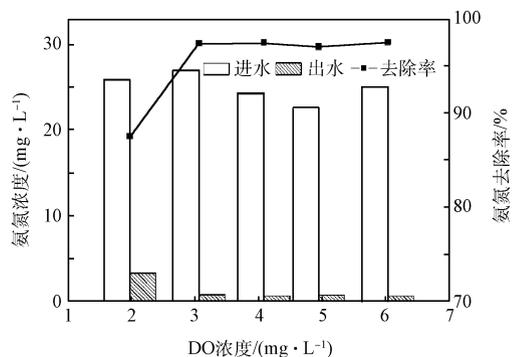


图 6 DO 浓度对氨氮去除影响

Fig. 6 Influence of DO concentration on  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  removal

着 DO 浓度的增大, TN 去除率逐渐降低。而聚磷菌的好氧吸磷量对 DO 要求并不高, DO 浓度对 TP 的去除影响较小。综上所述, SBBR 最优 DO 浓度应当在 3.07 ~ 4.09 mg · L<sup>-1</sup>。

## 2.2 组合工艺运行参数优化

### 2.2.1 人工湿地的启动

MCCRAY 等<sup>[18]</sup>认为,人工湿地的持续厌氧会加速系统的堵塞,因此,本实验采用间歇进水方式,每天 12 h 连续进水,12 h 放空反应器,湿地于 SBBR 系统 DO 调节初期启动,进水直接采用 SBBR 出水,每隔一天测定一次水质指标,启动初期只考察 COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 TP 出水浓度,如图 9 所示。启动初期 COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 出水浓度较高,可能由于湿地填料及土壤中存在的有机质随着水力作用溶出进入出水中,随着时间的推移,土壤中存在的硝化菌、反硝细菌和聚磷菌等土著微生物开始迅速繁殖,8 d 后 COD 出水水质即稳定在 20 mg · L<sup>-1</sup> 以下,14 d 后氨氮处理效果较好,出水水质趋于稳定在 0.6 mg · L<sup>-1</sup> 左右,而总磷去除效果一直较好,启动 4 d 后出水浓度即在 0.5 mg · L<sup>-1</sup> 以下。

### 2.2.2 组合工艺参数优化

本实验要求充分发挥人工湿地的处理效能以降低 SBBR 系统的能耗,在保证出水水质的情况下,使得组合工艺的综合运行费用最低。因此,实验在确定了最佳曝气浓度后,保持厌氧时间不变,DO 浓度在 3.07 ~ 4.09 mg · L<sup>-1</sup> 之间,进一步压缩 SBBR 系统的好氧时间,探讨了 4 种不同运行模式对整体出水水质的影响以选出最优工况,4 种运行模式如下表 2 所示,表中时间单位均为 min,出水采用瞬时出水,进水采用缓慢进水以降低 SBBR 系统瞬时负荷。

1) 组合工艺对 COD 的去除规律。随着曝气时间的不断降低,组合工艺对 COD 的去除效果并没有受到明显影响。因为接种污泥的方式使得碳纤维生物膜上附着了大量的具有较强降解作用的优势菌种,无论是厌氧菌种还是好氧菌种都能将有机物作为内碳源进行代谢或合成新的细胞物质,这使得 COD 的去除往往在反应的前 1 ~ 2 h 就能完成,因此 SBBR 出水中 COD 浓度一直保持较低水平,不同运行模式下组合工艺各部分 COD 去除率如图 10 所示,可以发现人工湿地对 COD 去除的贡献率一直不高,主要由于 SBBR 出水水质较好,湿地发挥不出相应的作用。四种运行模式出水 COD 浓度均在 20 mg · L<sup>-1</sup> 以下,都能实现达标排放,因此对 COD 的去除而言,模式 4 是最优的。

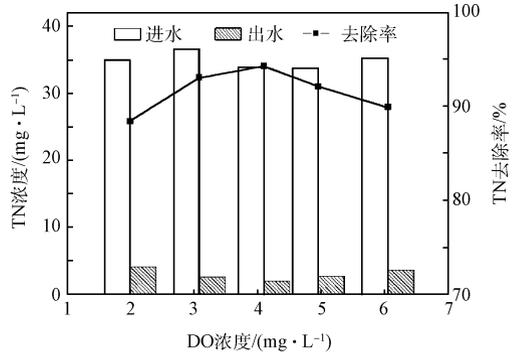


图 7 DO 浓度对 TN 去除影响

Fig. 7 Influence of DO concentration on TN removal

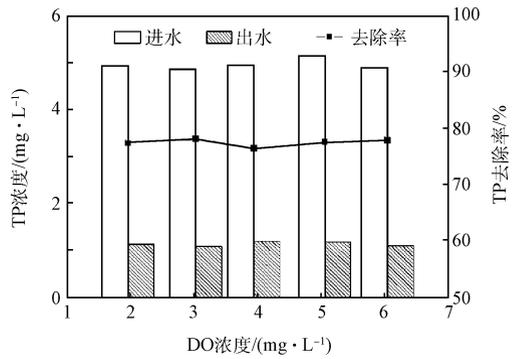


图 8 DO 浓度对 TP 去除影响

Fig. 8 Influence of DO concentration on TP removal

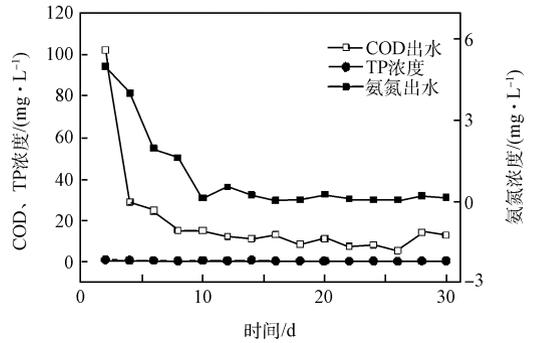


图 9 人工湿地启动阶段对 COD、氨氮、TP 去除效果

Fig. 9 Effluents COD, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, TP concentration of constructed wetland acclimation stage

表 2 SBBR 运行工况

Table 2 Operating conditions of SBBR

| 模式编号 | 进水 | 厌氧 | 曝气  | 沉淀 | 出水、闲置 |
|------|----|----|-----|----|-------|
| 1    | 10 | 75 | 270 | 60 | 65    |
| 2    | 10 | 75 | 240 | 60 | 95    |
| 3    | 10 | 75 | 210 | 60 | 125   |
| 4    | 10 | 75 | 180 | 60 | 155   |

2) 组合工艺对氨氮的去除规律。SBBR 系统中氨氮的去除效果主要受反应器中 COD 浓度的影响, 曝气初期, 系统中溶解氧很高且生物膜由于气体的吹脱作用变得较薄, 使得氧气传质阻力小、速度快, 因此增殖速率较快的异养型微生物开始迅速繁殖, 压制了自养型微生物如硝化菌的生长, 使得硝化反应进程缓慢, 而随着 COD 的降解, 硝化反应速率加快, 氨氮才被逐步降解。在模式 4 中, 硝化反应还未完全完成便停止了氧气供应, 使得 SBBR 出水氨氮浓度较高, 均值达到  $12.52 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 由图 11 发现, 尽管随着 SBBR 出水氨氮浓度的不断升高, 人工湿地对氨氮去除的贡献也随之增大, 但湿地作为一个“黑箱”系统, 只能运用自然复氧的形式, 使得其对氨氮的去除效果有限, 在模式 4 中不能稳定达标排放, 组合工艺的氨氮去除率低于 75%, 出水浓度在  $4.685 \sim 6.649 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  之间, 因此模式 4 对于氨氮去除而言是不可行的。

3) 组合工艺对 TN 的去除规律。在 SBBR 系统中, 碳纤维生物膜可以在不同部位形成厌氧、兼性、好氧的多营养级微生物系统, 并可通过厌氧和好氧的间歇操作实现同步硝化反硝化, 从而对 TN 进行有效的去除。由图 12 发现, 模式 1 和模式 2 的各工艺 TN 去除率相差较小, 而模式 3 和模式 4 中, 人工湿地对 TN 去除的贡献有了显著提升, 由于从 SBBR 中完成硝化反应的氮进入到人工湿地中, 在封闭厌氧条件下进行了反硝化反应, 加之湿地植物的吸收作用, 使得湿地也能对 TN 进行有效降解, 最终使得 4 种模式下 TN 出水浓度均可达到排放标准。

4) 组合工艺对 TP 的去除规律。由于厌氧—好氧的间歇操作, SBBR 系统出现了明显的释磷、吸磷现象, 随着曝气时间的压缩, 好氧聚磷菌过量吸磷过程被缩短, 使得 SBBR 出水中 TP 浓度不断升高。而人工湿地系统通过微生物、植物以及填料等多方面协同作用对磷进行去除, 在组合工艺中对 TP 去除的贡献越来越大。图 13 表明, 在模式 3、4 中, 由于 SBBR 对 TP 的去除率均低于 30%, 使得出水 TP 浓度均在  $3.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  以上, 即使后置人工湿地去除了大量的磷, 组合工艺的 TP 去除率还是低于 70%, 使得最终 TP 出水浓度均高于  $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 因此, 就 TP 去除效果而言, 模式 3、4 是不可取的。

### 2.2.3 组合工艺最优工况运行

由 2.2.2 可知, 在保证出水水质满足《城市污水再生利用景观环境用水水质》(GB/T18921-2002) 标准的前提下, 整个系统能耗最低的运行工况为模式 2。最优工况下全过程运行 SBBR 反应器内各时间段

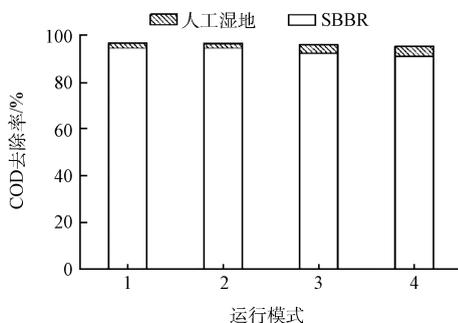


图 10 组合工艺各部分 COD 去除效果

Fig. 10 Effect of operation conditions on COD removal

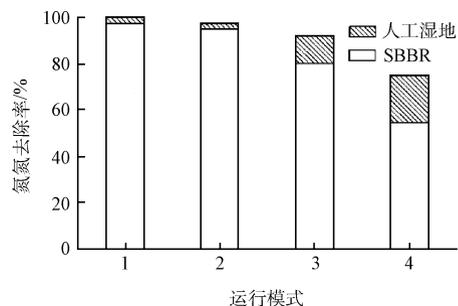


图 11 组合工艺各部分氨氮去除效果

Fig. 11 Effect of operation conditions on  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  removal

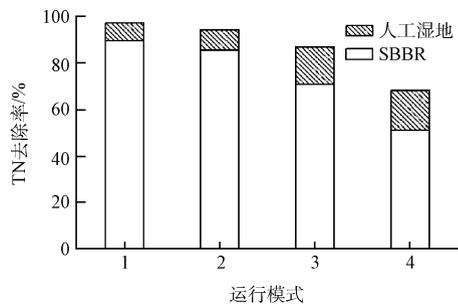


图 12 组合工艺各部分 TN 去除效果

Fig. 12 Effect of operation conditions on TN removal

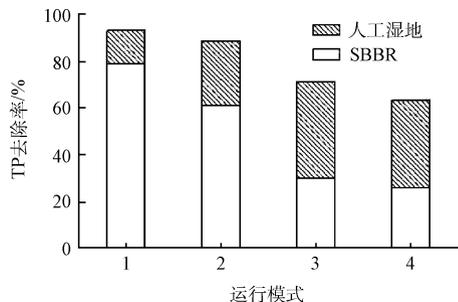


图 13 组合工艺各部分 TP 去除效果

Fig. 13 Effect of operation conditions on TP removal

COD、氨氮、TP 和 TN 出水浓度如图 14 所示,发现 SBBR 具有显著的调节缓和冲击负荷的作用,进水后污染物浓度大幅降低,其中 COD 的去除主要集中在前 2 h,氨氮、TN 浓度在 2 h 后开始大幅下降,TP 浓度呈现先上升在下降趋势,整体 SBBR 出水较为稳定,组合工艺对各污染物的去除贡献率如图 15 所示,发现组合工艺中 SBBR 系统对 COD、氨氮的去除效果非常显著,而人工湿地主要去除 TN、TP,其中对磷的去除较为明显。

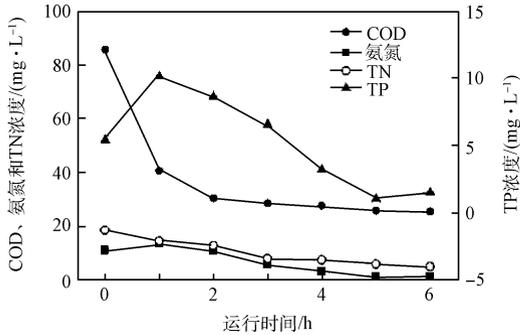


图 14 全过程运行 COD、氨氮、TN 和 TP 出水

Fig. 14 Effluents COD,  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ , TN and TP concentration of the whole process running

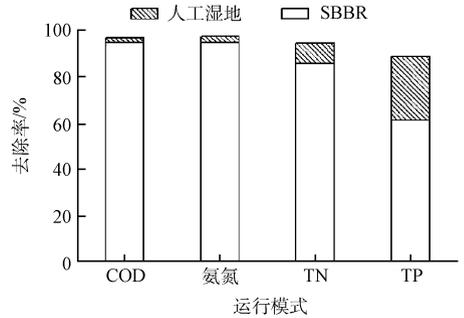


图 15 最优工况对 COD、氨氮、TN 和 TP 去除效果

Fig. 15 Removal efficiencies of COD,  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ , TN and TP under the optimum conditions

### 3 结论

1) 本实验中 SBBR 系统能够大幅度削减原水中污染物浓度,且具有良好的抗冲击负荷能力,其中厌氧时间和好氧曝气量对污染物的去除有着重要影响,本实验中 SBBR 运行模式 2 与人工湿地(水力负荷  $0.024 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ )的组合为相对最优工况。

2) 在污水富营养化较为严重的情况下,后置人工湿地能够就发挥重要作用,其间歇式的运行模式不仅与 SBBR 相得益彰,还解决了湿地常见的堵塞问题,同时还能够对 SBBR 出水中氮、磷进行进一步的降解,使得组合工艺真正达到脱氮除磷效果。

3) 本实验中人工湿地容积设计偏小,使得水力停留时间较短,对污染物特别是磷的去除未能达到最佳效果,实际工程应用中,在场地允许的情况下可适当增大湿地有效容积,可以进一步降低 SBBR 能耗,使得湿地处理效能发挥更大。

4) 生态碳纤维 SBBR 和人工湿地组合工艺在去除污水中 COD 和氨氮的同时,也具有良好脱氮除磷效果。本实验为该组合工艺用于农村集中式和分散式污水处理、城市小区中水回用以及大中型河道排污口的截污净化工程奠定了一定的理论基础和实验基础。

### 参考文献

- [1] ZHANG D B, WU X G, WANG Y S, et al. Landfill leachate treatment using the sequencing batch biofilm reactor method integrated with the electro-Fenton process[J]. Chemical Papers, 2014, 68(6):
- [2] TAN C, MA F, QIU S. Impact of carbon to nitrogen ratio on nitrogen removal at a low oxygen concentration in a sequencing batch biofilm reactor[J]. Water Science and Technology, 2013, 67(3): 612-618
- [3] 贾艳萍, 马姣, 张兰河, 等. 序批式反应器中反硝化除磷脱氮的研究[J]. 化学工程, 2013, 41(2): 60-63
- [4] JIN Y X, FENG C P, DING D H, et al. Performance of nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater of different C/N ratios using intelligent controlled systems sequencing batch biofilm reactor (SBBR) [J]. Environmental Science, 2011, 32(3): 729-735
- [5] ARNZ P, ARNOLD E, WILDERER P A. Enhanced biological phosphorus removal in a semi full-scale SBBR[J]. Water Science and Technology, 2001, 43(3): 167-174
- [6] VLAEMINCK S E, TERADA A, SMETS B F, et al. Aggregate size and architecture determine microbial activity balance for

- one-stage partial nitrification and anammox[J]. *Applied and Environment Microbiology*, 2010, 76(3): 900-909
- [7] VÁZQUEZ-PADÍN J R, POZO M J, JARPA M, et al. Treatment of anaerobic sludge digester effluents by the CANON process in an air pulsing SBR[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 166(1): 336-341
- [8] VAN HULLE S W H, VANDEWEYER H J P, MEESCHAERT B D, et al. Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2010, 162(1): 1-20
- [9] YU Y C, GAO D W, TAO Y. Anammox start-up in sequencing batch biofilm reactors using different inoculating sludge[J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2013, 97(13): 6057-6064
- [10] DECAMP O, WARREN A. Abundance, biomass and viability of bacteria in wastewaters: impact of treatment in horizontal subsurface flow constructed wetlands[J]. *Water Research*, 2001, 35(14): 3496-3501
- [11] YAN Y, XU J. Improving winter performance of constructed wetlands for wastewater treatment in Northern China: A review [J]. *Wetlands*, 2013, 34(2): 243-253
- [12] SINGH R P, FU D, FU D, et al. Pollutant removal efficiency of vertical sub-surface upward flow constructed wetlands for highway runoff treatment[J]. *Arabian Journal for Science and Engineering*, 2014, 39(5): 3571-3578
- [13] CALHEIROS C S, RANGEL A O, CASTRO P M. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater[J]. *Water Research*, 2007, 41(8): 1790-1798
- [14] HUANG L, GAO X, XIE W, et al. Impacts of the loading rate on the performance of a multi-stage filtration system removing pollutants in agricultural runoff[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2011, 27(5): 46-51
- [15] SUNDBERG C, TONDESKI K, LINDGREN P E. Potential nitrification and denitrification and the corresponding composition of the bacterial communities in a compact constructed wetland treating landfill leachates[J]. *Water Science and Technology*, 2007, 56(3): 159-166
- [16] HAUDUC H, RIEGER L, OEHMEN A, et al. Critical review of activated sludge modeling: State of process knowledge, modeling concepts, and limitations[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2013, 110(1): 24-46
- [17] LI J, PENG Y, GU G, et al. Factors affecting simultaneous nitrification and denitrification in an SBBR treating domestic wastewater[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*, 2007, 1(2): 246-250
- [18] MCCRAY J E, HUNTZINGER D N, VAN CUYK S, et al. Mathematical modeling of unsaturated flow and transport in soil-based wastewater treatment systems[J]. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2000, 2000(12): 44-63