

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2020.19.013

# 不同强化手段对生物滞留池脱氮除磷性能的影响

王亚军<sup>1</sup>, 耿冲冲<sup>1</sup>, 许妍<sup>2</sup>, 席慕华<sup>2</sup>, 王进喜<sup>3</sup>

(1. 兰州理工大学 土木工程学院, 甘肃 兰州 730050; 2. 东南大学 土木工程学院, 江苏 南京 210096; 3. 兰州文理学院 化工学院, 甘肃 兰州 730000)

**摘要:** 为了探究不同强化手段对生物滞留池脱氮除磷的影响,引入活性炭、导线、活性炭加导线和内加催化铁( $\text{Fe}^0/\text{Fe}^{2+}$ )4种组合强化方式,探究生物滞留池对COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN、TP的去除效果。实验结果表明,在厌氧区添加活性炭层可以有效提升系统的反硝化能力,总氮去除率提高8%~23%;好氧区与厌氧区之间增加导线可以促进系统的硝化能力,使出水氨氮浓度降低5%~10%;催化铁可以为反硝化提供电子供体,也能将 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 还原为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ;添加活性炭层的强化组对磷的吸附能力明显高于未添加活性炭实验组,其中同时添加活性炭与催化铁实验组的效果最好,对总磷的去除率提高了10%~20%,且在运行期间(180 d)不释磷;氮磷负荷对出水水质有显著影响。低负荷(TN为30 mg/L、TP为2 mg/L)运行时,强化组对总氮和总磷的去除效果明显提高,出水COD与TP能够达到地表水Ⅳ类标准,TN与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 满足城镇污水排放一级A标准;高负荷(TN为60 mg/L、TP为4 mg/L)运行时,脱氮除磷效果波动明显,但降低氮磷负荷后仍能回到稳态,不同强化手段能较好地增加生物滞留池对于水质变化的适应能力,是小水量分散式污水处理的一种可行方案。

**关键词:** 生物滞留池; 强化脱氮除磷; 污染负荷; 分散式污水处理

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2020)19-0077-06

## Effect of Different Enhanced Methods on Efficiency of Denitrification and Phosphorus Removal in Bioretention Cell

WANG Ya-jun<sup>1</sup>, GENG Chong-chong<sup>1</sup>, XU Yan<sup>2</sup>, XI Mu-hua<sup>2</sup>, WANG Jin-xi<sup>3</sup>

(1. School of Civil Engineering, Lanzhou University of Technology, Lanzhou 730050, China; 2. School of Civil Engineering, Southeast University, Nanjing 210096, China; 3. School of Chemical Engineering, Lanzhou University of Arts and Science, Lanzhou 730000, China)

**Abstract:** In order to explore the effects of different enhanced methods on denitrification and phosphorus removal in bioretention cell (BRC), four combined enhanced methods, namely addition of activated carbon, wire, activated carbon plus wire and catalytic iron, were introduced to explore their removal effects on COD,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ , TN and TP in BRC. The addition of activated carbon layer in the anaerobic zone could effectively improve the denitrification ability of the system, and the removal efficiency of TN increased by about 8% to 23%. Nitrification ability of the system could be promoted by

**基金项目:** 中国科学院重点部署项目(KFZD-SW-309); 国家自然科学基金资助项目(41967043、41671468); 中国科学院科技服务网络计划(STS)区域重点项目(KFJ-ST-S-QYZX-051); 2020年甘肃省陇原青年创新创业人才项目(2020RCXM205)

**通信作者:** 王亚军 E-mail:wyj79626@163.com

adding wires between aerobic zone and anaerobic zone, and  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  concentration in the effluent decreased by 5% to 10%. Catalytic iron ( $\text{Fe}^0/\text{Fe}^{2+}$ ) could provide electron donor for denitrification and reduce  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  to  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ . The phosphorus adsorption capacity of the enhanced group with activated carbon layer was significantly higher than that of the experimental group without activated carbon, among which the experimental group with activated carbon and catalytic iron had the best performance. The removal efficiency of total phosphorus increased by 10% to 20%, and phosphorus was not released during the operation period (180 days). The nitrogen and phosphorus load had a significant effect on the effluent quality. When the system was operated at low load (TN of 30 mg/L and TP of 2 mg/L), the removal of total nitrogen and total phosphorus was significantly improved in the enhanced group. COD and TP concentration in the effluent could meet class IV standard of surface water, and TN and  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  could meet grade A standard of urban sewage discharge. When the system was operated at high load (TN of 60 mg/L and TP of 4 mg/L), the removal efficiencies of nitrogen and phosphorus fluctuated obviously. However, it could return to a steady state after reducing nitrogen and phosphorus load. Different enhanced methods can better increase the adaptability of BRC to water quality change, which is a feasible scheme for decentralized sewage treatment with low flow quantity.

**Key words:** bioretention cell; enhanced denitrification and phosphorus removal; pollution load; decentralized sewage treatment

经过新一轮污水处理厂提标改造后,氮、磷的集中排放量得到了一定程度的降低,但是农村地区点源与面源污染问题仍然存在,水体富营养化的主要限制性因素是氮、磷的含量,其可直接影响区域用水质量。针对这一现象,有学者提出利用生物滞留池处理农村生活污水和养殖废水<sup>[1]</sup>。

生物滞留池是一种常见的初期径流控制系统,在流量削减、污染物控制方面具有较好的效果,常作为低影响开发技术应用于雨洪控制管理。随着研究的不断深入,很多学者开始关注生物滞留池的水质改善作用,研究显示生物滞留池对氨氮的去除率在70%~95%,而对TN和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除率不高,甚至有负去除的现象<sup>[2]</sup>。设置淹没区创造厌氧环境能显著提高生物滞留池的反硝化能力<sup>[3]</sup>,系统中脱氮可能存在3种反应过程,硝化、反硝化和厌氧氨氧化,其中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 转化为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 及 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 转化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 是脱氮反应的限速步骤。有学者利用外加电源的方式研究了电强化对总氮和总磷去除的影响,发现在湿地系统中加入电强化和生物炭能显著提高脱氮效率<sup>[4]</sup>。另一方面,生物滞留系统对磷的去除主要有3种方式,即化学固定、生物吸收、物理吸附,3种作用同时存在、互相影响。其中,由于系统不排泥,生物吸收对磷的去除有一定的局限,聚磷菌和反硝化除磷菌等微生物在厌氧状态时会释磷

造成二次污染。化学固定主要依靠系统中的金属离子与磷酸盐反应形成稳定的络合物,如 $\text{Fe}^{3+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Al}^{3+}$ 等。吸附除磷方面,越来越多的学者关注新型吸附剂的研制与应用,其中锆/钪化多孔碳基材料应用于磷酸盐的吸附研究表明,修饰过后的吸附剂受 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{Cl}^-$ 和pH值的影响更小,对磷酸盐的吸附率更高<sup>[5]</sup>,但新型吸附剂的成本较高,规模化应用尚不成熟。有学者研究了亚铁对反硝化作用和除磷的影响,在反应器中长期投加亚铁,可以降低微生物EPS中磷的含量,提高污泥沉降性能,同时改变微生物的群落结构,提高聚磷菌比例<sup>[6]</sup>。综上所述,氮、磷的稳定去除仍是污水处理设施面临的重要挑战,对于分散式小水量的污水处理,简单易行的强化脱氮除磷技术具有现实意义。

## 1 实验材料与方法

### 1.1 反应器改进设计

生物滞留池一般由植物层、溢流区、过滤层、淹没区和排水层5个部分组成。溢流管的主要功能是在短时强降雨时将雨水快速排出雨水构筑物,淹没区能延长雨(污)水在滞留池内的停留时间,以达到更好的污染物去除效果,同时保证植物的根部一直处于湿润环境中,有利于植物生长和根系活动。基于生物滞留池,以实际应用于分散式小型污水处理设施为设计目标,取消了原模型中的溢流管,增加了

顶部砾石层以减小水流过大时的冲刷效应,增加过渡层厚度以更好地维持系统的稳定,小试选择空床运行,分析改进的结构层对反应器运行效果的影响,不种植植物。最终得到以砾石层、过滤层、过渡层、淹没区、排水层为主要结构的生物滞留池,见图1。

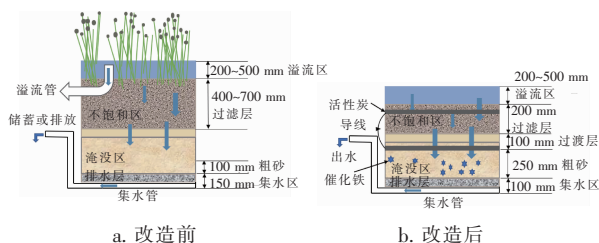


图1 反应器改造示意

Fig.1 Schematic diagram of improved reactor

## 1.2 强化方式的选择

以改进后的生物滞留池(BRC)为空白组,选择单一添加活性炭(AC-BRC)、添加活性炭外接导线(EAC-BRC)、单一外接导线(E-BRC)、添加活性炭与催化铁( $\text{Fe}^0/\text{Fe}^{2+}$ )加外接导线(EAC-Fe-BRC)4种方式强化生物滞留池脱氮除磷效能。根据王肖<sup>[7]</sup>的研究结果,在生物滞留池淹没区加入了5%的改性稻壳作为内部碳源充当反硝化电子供体,协同提高脱氮效率。添加活性炭可以利用其良好的吸附性能及比表面积稳定附着微生物、增加反应区的生物量,以提高对COD和总氮的降解效果,以及对磷的固定作用;添加导线的目的是增强系统厌氧区与好氧区之间的电子传递;淹没区添加催化铁(先用稀盐酸润洗高纯铁粒,再与10%的 $\text{CuSO}_4$ 振荡反应30 min制成)可以为厌氧系统提供电子供体,增强反硝化作用,也可为强化除磷提供铁离子。最终通过检测出水水质比较不同强化方式对反应器去除氮、磷的影响。

## 1.3 启动与运行

当水力负荷为 $0.5 \sim 2.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,生物滞留池内部流场较为稳定<sup>[8]</sup>。当水力负荷为 $0.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,系统脱氮除磷效率较高<sup>[9]</sup>。综合考虑分散式污水水量和水质等影响因素,选取 $1.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 作为本实验的水力负荷,进水水温为 $20^\circ\text{C}$ ,环境温度为 $25^\circ\text{C}$ ,进水溶解氧在 $4.8 \sim 5.4 \text{ mg/L}$ 之间。填料购自南京浦口砂石厂,过筛后洗净晾干待用,其中淹没区的粗砂填料使用经过浸泡培养2周的某污水处理厂厌氧段污泥。过滤层的填料为细砂,粒径范围为 $0.1 \sim 0.25 \text{ mm}$ ;过渡层的填料

为中砂,粒径范围为 $0.25 \sim 2 \text{ mm}$ ;淹没区的填料为中砂/粗砂、有机质/铁屑,粒径范围为 $1 \sim 2 \text{ mm}$ ;排水层的填料为砾石,粒径范围为 $2 \sim 6 \text{ mm}$ 。

反应装置利用蠕动泵间歇进水,每天进水2 h,水力停留时间为24 h。COD、TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TP每2天检测1次,检测方法分别为快速消解分光光度法、碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法、纳氏试剂分光光度法、钼酸铵分光光度法。 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 采用离子色谱法每2周检测1次。原水为模拟污水,具体组成:葡萄糖( $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ )为 $240 \text{ mg/L}$ (以COD计),硫酸铵 $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$ 高浓度为 $30 \text{ mg/L}$ 、低浓度为 $15 \text{ mg/L}$ (以 $\text{NH}_4^+$ 计),尿素(含氮量约为45%)高浓度为 $20 \text{ mg/L}$ 、低浓度为 $10 \text{ mg/L}$ (以N计),硝酸钾( $\text{KNO}_3$ )高浓度为 $10 \text{ mg/L}$ 、低浓度为 $5 \text{ mg/L}$ (以N计),磷酸二氢钾( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ )高浓度为 $4 \text{ mg/L}$ 、低浓度为 $2 \text{ mg/L}$ (以P计),硫酸镁( $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ )为 $19.7 \text{ mg/L}$ ,硫酸亚铁( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ )为 $0.55 \text{ mg/L}$ ,硫酸铜( $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ )为 $0.075 \text{ mg/L}$ ,硫酸锰( $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ )为 $0.34 \text{ mg/L}$ ,硼酸( $\text{H}_3\text{BO}_3$ )为 $0.2 \text{ mg/L}$ ,氯化钙( $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ )为 $5.75 \text{ mg/L}$ ,碳酸氢钠( $\text{NaHCO}_3$ )为 $8.7 \text{ mg/L}$ ,氯化钴( $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ )为 $3.9 \text{ mg/L}$ ,氯化镍( $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ )为 $1.9 \text{ mg/L}$ 。实验共分3个周期进行,即低氮磷负荷、高氮磷负荷、低氮磷负荷,分析强化后的生物滞留池对氮磷负荷的适应能力和不同强化方式对氮磷去除效果的影响。

## 2 结果与分析

低负荷运行时,进水COD为 $(220 \pm 20) \text{ mg/L}$ 、TN为 $(30 \pm 2) \text{ mg/L}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 $15 \text{ mg/L}$ 、有机氮为 $2 \text{ mg/L}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为 $15 \text{ mg/L}$ 、TP为 $(2 \pm 0.15) \text{ mg/L}$ ,该阶段考察反应器对于常规生活污水的适应能力及处理效率。高负荷运行时,进水COD浓度为 $(220 \pm 10) \text{ mg/L}$ 、TN为 $(60 \pm 3) \text{ mg/L}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 $25 \text{ mg/L}$ 、有机氮为 $5 \text{ mg/L}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为 $30 \text{ mg/L}$ 、TP为 $(4 \pm 0.2) \text{ mg/L}$ ,该阶段主要考察极端条件下反应器对于高污染负荷的抗冲击性。启动期为30 d。反应器完成装填前2周每天加入配制好的营养液,第3周开始进水,第31天时开始检测出水水质。

### 2.1 出水pH值的变化

出水pH值的变化如图2所示。可以看出,进水pH值在 $7.1 \sim 7.8$ 之间,中性偏碱。从整体运行情况来看,AC-BRC组出水pH值较低,说明体系有



较好的厌氧反应条件;而 EAC-Fe-BRC 组出水 pH 值较高,可能是由于氨氮的累积和 Fe 离子在反应器中的络合反应导致的。5 组反应器均未发现显著的 pH 值变化。

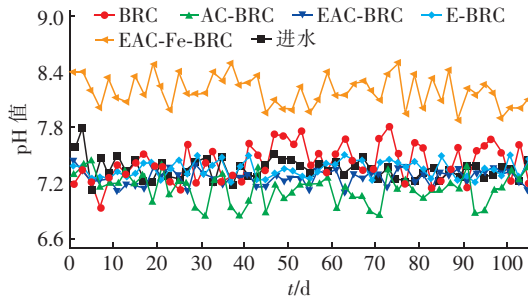


图2 出水 pH 值的变化

Fig. 2 Change of pH in the effluent

## 2.2 对COD 的去除效果

图3 为出水 COD 浓度的变化。

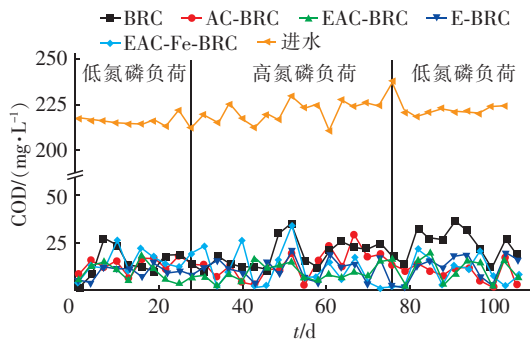


图3 出水 COD 的变化

Fig. 3 Change of COD in the effluent

从图3可以看出,5组反应器整体上对COD的去除效果较好,去除率均在80%以上。BRC作为空白组,出水COD浓度相对较高,但低于50 mg/L,满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》的一级A标准。4个强化组对COD的去除效果差异不大,且出水均低于30 mg/L,满足地表水Ⅳ类标准。其中低氮磷负荷运行时(0~28 d),5组反应器(BRC、AC-BRC、EAC-BRC、E-BRC、EAC-Fe-BRC)对COD的平均去除率分别为79.5%、85.7%、89.2%、90.6%、81.0%。高氮磷负荷运行时(28~76 d),5组反应器对COD的平均去除率分别为91.5%、94.0%、95.7%、95.5%、95.1%。换回低负荷运行后(76~108 d),对COD的平均去除率分别为88.6%、93.8%、94.2%、93.0%、94.5%。可见,高氮磷负荷对COD的去除有积极作用,这是由于高负荷条件下反应器中微生物活性也相应较高,增加了其对COD

的利用效率。4种强化方式对COD的去除均有贡献,但由于反应器本身体积小,微生物种群及生物量有限,且对COD的去除率均达到了较高水平,所以4种方式对COD的强化去除作用并不显著。

## 2.3 对TP 的去除效果

图4为出水TP的变化。可知,5组反应器对TP的去除有较大差异,其中EAC-BRC、AC-BRC、EAC-Fe-BRC对总磷的去除率较高。加入活性炭对于磷的去除有极大的贡献,磷元素一般以磷酸盐形态存在于环境中,而活性炭表面带负电可以较好地吸附磷元素。物理吸附与污泥中的聚磷微生物共同起作用,将磷元素去除。相较于单一添加活性炭,加入催化铁的反应器对磷元素的去除更加稳定,铁离子能够与磷酸盐反应,生成稳定的螯合物沉积在反应器底部,不会被淋出系统,可以为磷的回收提供可能性。对总磷的去除与强化方式有较大的关系,其中BRC与E-BRC只是利用接种的聚磷微生物作用而显得除磷效率较低。

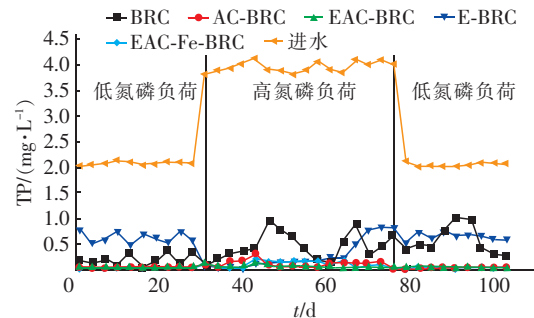


图4 出水 TP 的变化

Fig. 4 Change of TP in the effluent

磷在生物反应器中的去除路径有两种,生物吸收和物理化学吸附,BRC和E-BRC是生物吸收占主要作用。AC-BRC、EAC-BRC和EAC-Fe-BRC反应器对TP的去除较为稳定,去除率均在90%以上,出水浓度低于0.3 mg/L,满足地表水Ⅳ类标准,实际运行180 d后反应器仍未出现明显的释磷现象。高负荷运行条件下,该3组反应器对TP的去除依旧稳定。低负荷运行时,BRC、AC-BRC、EAC-BRC、E-BRC以及EAC-Fe-BRC对TP的平均去除率分别为89.7%、96.1%、97.5%、73.4%和97.7%;高负荷条件下对TP的平均去除率分别为89.1%、97.4%、99.0%、91.5%、97.6%;换回低负荷运行后,5组反应器对TP的平均去除率分别为77.0%、96.0%、98.7%、72.6%、98.4%。可见,换回低负荷运行时

BRC 和 E-BRC 对磷的去除作用逐渐减弱。外加导线并不能提升反应器的除磷效率,而加入活性炭及催化铁能提高 10% ~ 20% 的 TP 去除率,是一种有效的强化除磷措施,同时也为磷的回收提供了条件。

## 2.4 对 TN 与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除效果

图 5 为出水 TN 和  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的变化。AC-BRC 中活性炭巨大的比表面积和较高的孔隙率决定了其能吸附更多的微生物,为强化作用提供了空间和媒介。从图 5(a)可知,运行前期(0 ~ 10 d)微生物处于增长繁殖期,其生命活动消耗较多的营养物质,微生物利用氮源进行同化硝态氮还原作用,所以对 TN 的去除率都较高,是系统内大部分微生物共同作用的结果。运行过程中(10 ~ 100 d),AC-BRC 的脱氮效率比空白组提高了 11% ~ 17%,生物量优势使得脱氮效率增加,同时  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度也证明了反应器中发生了比例较高的反硝化作用。AC-BRC 对氨氮的去除效果略低于空白组,如图 5(b)所示,但去除率也达到了较高水平,出水氨氮满足一级 A 标准。

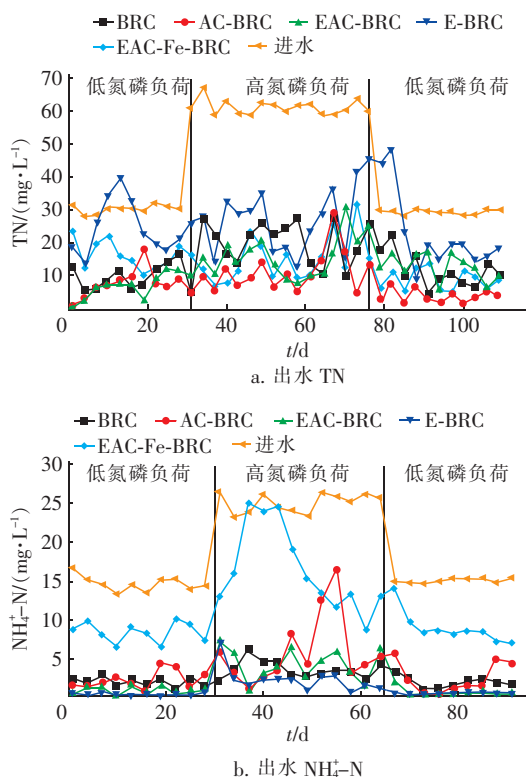


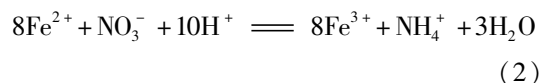
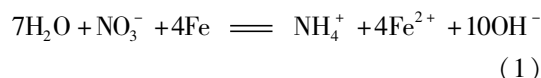
图 5 出水 TN 和  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的变化

Fig. 5 Change of TN and  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  in the effluent

EAC-BRC 是基于微生物燃料电池的理论,利用电强化和活性炭的生物吸附特性协同提高系统的脱氮能力,电子在活性炭层之间通过导线传递,阳极产

生的电子再由外电路和复杂的界面化学反应传递到反应体系中,表层主要发生氨氧化反应和硝化反应,而淹没层的反硝化作用占据主导地位,使得整体脱氮效率提高了 8% ~ 12%,是理想的强化脱氮手段。

E-BRC 对 TN 的去除效果较差,去除率仅为 20% ~ 60%,比空白组降低了 10% ~ 40%,单一的外接导线构不成完整的电子传递体系,系统电压较小,对于脱氮并未起到积极作用。但是由于有氧区的氧化反应不受影响,氨氮的转化效率提高,系统产生了较多的硝态氮积累。EAC-Fe-BRC 反应器对 TN 的去除率波动较大(-10% ~ 60%),微生物燃料电池中的阳极位于淹没区,通过微生物对有机物的利用产生电子,而反硝化作用的微生物在过程中需要得到电子来保证氮转化的平衡。EAC-Fe-BRC 中氨氮含量较高,可能是由于  $\text{Fe}^{2+}$  和  $\text{Fe}^0$  还原了硝态氮,从而产生了  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ,见式(1)和式(2)<sup>[10]</sup>。



但随着反应器的运行,EAC-Fe-BRC 中氨氮浓度也在不断降低,铁还原氨的反应随着 Fe 离子浓度的降低而减弱。活性炭与 Fe 的共存体系在厌氧区充当了类似电子穿梭体的角色<sup>[11]</sup>,为反硝化提供了较好的反应条件;另一方面,活性炭的存在可以附着更多的微生物形成稳定的生物膜来进行生化反应,也是强化脱氮的路径之一。低负荷条件下,BRC、AC-BRC、EAC-BRC 出水 TN 浓度能够稳定在 15  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  以下,满足一级 A 标准,但是高负荷运行时对 TN 的去除效果较差,仅有 AC-BRC 反应器出水 TN 能够稳定在限值以下。

综上所述,对氨氮的去除率由大到小依次为 E-BRC > EAC-BRC > BRC > AC-BRC > EAC-Fe-BRC。AC-BRC 去除氨氮的效果低于空白组,说明加入活性炭并不能明显提高氨氮去除率。加入导线强化电子传递之后加强了硝化作用,但反硝化作用未受影响。EAC-Fe-BRC 中催化铁的存在并没有将硝态氮转化为  $\text{N}_2$ ,导致了  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的积累,这说明若铁氨氧化体系要达到脱氮的目的,对反应条件的控制尤为重要。

## 3 结论

① 在生物滞留池淹没区中添加活性炭与催化

铁( $\text{Fe}^0/\text{Fe}^{2+}$ )能有效提高 TN 去除率(8% ~ 23%);在好氧区与厌氧区之间以活性炭作为电极加入导线,能够提高系统的硝化作用,从而提高氨氮去除率(5% ~ 10%)。在催化铁与活性炭体系中,由于电子供体的竞争与利用率等问题,反硝化受到抑制。

② 生物滞留池对磷的吸附能力有限(70% ~ 90%),容易出现释磷现象,加入活性炭与催化铁能提高磷去除率(10% ~ 20%),且可有效固定磷。

③ 空白组和 E-BRC 对 TP 的抗冲击性较差,其他反应器对氮磷负荷的变化有较好的适应性。低氮磷负荷条件下,强化组 AC-BRC、EAC-BRC、EAC-Fe-BRC 的出水 COD 低于 30 mg/L,TP 低于 0.3 mg/L,满足地表水Ⅳ类标准,出水 TN 与  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 标准。

#### 参考文献:

- [1] Wang W, Wei D Y, Li F C, *et al.* Sulfur-siderite autotrophic denitrification system for simultaneous nitrate and phosphate removal: From feasibility to pilot experiments[J]. *Water Res*, 2019, 160: 52 – 59.
- [2] 许萍,何俊超,张建强,等. 生物滞留强化脱氮除磷技术研究进展[J]. *环境工程*, 2015, 33(11): 21 – 25, 30.  
Xu Ping, He Junchao, Zhang Jianqiang, *et al.* Overview of bioretention for improving removal of nitrogen and phosphorus technologies [J]. *Environmental Engineering*, 2015, 33(11): 21 – 25, 30 (in Chinese).
- [3] Palmer E T, Poor C J, Hinman C, *et al.* Nitrate and phosphate removal through enhanced bioretention media: mesocosm study[J]. *Water Environ Res*, 2013, 85(9): 823 – 832.
- [4] Gao Y, Zhang W, Gao B, *et al.* Highly efficient removal of nitrogen and phosphorus in an electrolysis-integrated horizontal subsurface-flow constructed wetland amended with biochar[J]. *Water Res*, 2018, 139: 301 – 310.
- [5] 冯健康. 锆化/镧化多孔碳基复合材料的合成及对磷酸盐的吸附研究[D]. 南京: 南京大学, 2019.  
Feng Jiankang. The Synthesis of Zirconia/Lanthana-modified Porous Carbon-based Materials and Their Application on Phosphate Removal [D]. Nanjing: Nanjing University, 2019 (in Chinese).
- [6] 李永. 反硝化除磷工艺中亚铁协同除磷技术研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2015.  
Li Yong. Ferrous Cooperative Dephosphorization in Denitrifying Phosphorous Removal Process [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2015 (in Chinese).
- [7] 王肖. 复合 MBR 强化去除污水中残留抗生素的效果研究[D]. 南京: 东南大学, 2015.  
Wang Xiao. Research on the Enhanced Removal of Antibiotics Residues in Wastewater by New Composite MBR [D]. Nanjing: Southeast University, 2015 (in Chinese).
- [8] 王亚军, 张弘, 韦昆. 雨水花园过滤系统的渗透性能试验研究[J]. *东南大学学报: 自然科学版*, 2016, 46(6): 1308 – 1312.  
Wang Yajun, Zhang Hong, Wei Kun. Experimental study of permeability in rainwater garden filtration system[J]. *Journal of Southeast University: Natural Science Edition*, 2016, 46(6): 1308 – 1312 (in Chinese).
- [9] 张弘. 生物滞留池处理化粪池出水及其效能强化研究[D]. 南京: 东南大学, 2017.  
Zhang Hong. The Study on Bioretention Treating Effluent from Septic Tank and Methods to Enhance Its Pollution Removal Efficiency [D]. Nanjing: Southeast University, 2017 (in Chinese).
- [10] Yang F Y, Peng H, Niu J F, *et al.* Promoting nitrogen removal during  $\text{Fe}(\text{III})$  reduction coupled to anaerobic ammonium oxidation (Feammox) by adding anthraquinone-2, 6-disulfonate (AQDS) [J]. *Environ Pollut*, 2019, 247: 973 – 979.
- [11] Qiu Q X, He L P, Yu J B, *et al.* Electron shuttles enhance anaerobic oxidation of methane coupled to iron (III) reduction[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 688: 664 – 672.



作者简介: 王亚军(1979 – ), 男, 山西介休人, 博士, 副教授, 主要研究方向为污水资源化利用。

E-mail: wyj79626@163.com

收稿日期: 2019 – 08 – 08