



基于好氧反硝化及反硝化聚磷菌强化的低温低碳氮比生活污水生物处理中试研究

李昂 马放* 张栋俊 邢路路 孙移鹿 陈翰

哈尔滨工业大学 城市水资源与水环境国家重点实验室 黑龙江 哈尔滨 150090

摘要:【背景】低碳氮比生活污水很难达标处理, 多级 A/O 工艺、生物强化技术及生物膜技术的有机结合可有效解决这一问题。【目的】开发出一种泥膜共生多级 A/O 工艺并进行中试研究, 驯化出高效脱氮除磷菌剂并对系统进行生物强化。【方法】通过测定中试设备出水及污水处理厂出水化学需氧量(COD)、氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、硝氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)、总氮(Total nitrogen, TN)、总磷(Total phosphorus, TP)对比分析两种工艺的污染物去除效能, 利用高通量测序技术对比生物强化技术对系统微生物群落结构的影响。【结果】中试设备对 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN、TP 的去除效果均优于污水处理厂的处理工艺; 驯化的低温好氧反硝化菌 TN 去除率最大值可达 84.21%, 驯化的低温反硝化聚磷菌群对磷的去除率最高可达 85.75%; 利用驯化菌群对中试设备进行生物强化后较好地改善了系统 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN、TP 的去除效果; 经生物强化后, 具有好氧反硝化和反硝化聚磷功能的 *Pseudomonas* 菌群明显增多。【结论】泥膜共生多级 A/O 工艺对于低碳氮比生活污水的处理具有很好的效果, 利用生物强化技术可有效提高低温条件下系统污染物去除效能。

关键词: 低碳氮比生活污水, 泥膜共生多级 A/O 工艺, 低温, 生物强化, 高效脱氮除磷菌剂

Pilot-scale biological treatment process of domestic wastewater under low temperature and low C/N ratio enhanced by aerobic denitrification and denitrifying phosphorus accumulation bacteria

LI Ang MA Fang* ZHANG Dong-Jun XING Lu-Lu SUN Yi-Lu CHEN Han

State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin, Heilongjiang 150090, China

Abstract: [Background] The treatment of low C/N domestic wastewater is difficult to meet the discharge standard. The integration of multistage A/O, bioaugmentation and biofilm can effectively solve this problem. [Objective] This study aimed to develop a pilot-scale multistage A/O with biofilm process, and domesticate efficient microbial agent for nitrogen and phosphorus removal to perform bioaugmentation in the system. [Methods] Chemical oxygen demand (COD), $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) in effluent of the pilot-scale plant and the full-scale wastewater treatment plant were measured and compared to

Foundation item: National Natural Science Foundation of China (51878212)

*Corresponding author: Tel: 86-451-86283805; E-mail: mafang@hit.edu.cn

Received: 08-04-2019; Accepted: 05-06-2019; Published online: 11-06-2019

基金项目: 国家自然科学基金(51878212)

*通信作者: Tel: 0451-86283805; E-mail: mafang@hit.edu.cn

收稿日期: 2019-04-08; 接受日期: 2019-06-05; 网络首发日期: 2019-06-11

analyze the removal efficiencies. Meanwhile, high through-put sequencing was used to examine the impact of bioaugmentation on microbial community structure. **[Results]** The removal efficiencies of COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, TN and TP in the pilot-scale plant were better than those in the full-scale wastewater treatment plant. The maximum removal rate of TN by the acclimated low-temperature aerobic denitrifying bacteria was 84.21%, when the phosphorus removal rate by the acclimated low-temperature denitrifying phosphorus accumulation bacteria was 85.75%. After bioaugmentation, the removal performance of COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, TN and TP was improved, when *Pseudomonas* for aerobic denitrification and denitrifying phosphorus accumulation obviously increased. **[Conclusions]** Multistage A/O with biofilm process showed an ideal performance on the treatment of low C/N domestic wastewater. Bioaugmentation can effectively improve the pollutant removal efficiencies of the system under low temperature.

Keywords: Low C/N domestic wastewater, Multistage A/O with biofilm, Low temperature, Bioaugmentation, Efficient microbial agent for nitrogen and phosphorus removal

我国南方污水处理厂污水碳氮比一般较低^[1-2], 常出现由于碳源不足导致的污水处理难达标问题^[3]。A/O 工艺是目前应用十分广泛的污水处理工艺^[4-7], 但常需要额外投加碳源方可提高污水处理效果。多级 A/O 工艺是在传统 A/O 的基础上开发的多级 A/O 串联工艺^[8], 污水采用多点进水方式进入每一级 A/O, 可有效提高系统的反硝化能力, 同时各级 A/O 前端设置厌氧段, 为系统除磷提供条件, 该工艺目前已经得到了国内外的广泛认可。

冬季污水温度下降, 导致水处理构筑物中功能微生物活性降低, 污水处理效果进一步恶化, 尤其是脱氮效果受影响严重。生物强化技术可通过向处理系统内投加具有目标功能的微生物或营养物等实现系统目标功能的强化^[9], 目前该技术已经被成功应用于实际污水处理工程中^[10-11]。新型菌剂的开发, 如好氧反硝化菌剂、反硝化聚磷菌剂为系统脱氮除磷的强化提供了基础。载体填料生物膜的结合

应用可有效缓解污泥与菌剂的流失问题, 也为抵御低温条件提供了有效手段^[12]。

本研究以湘潭市某生活污水处理厂为依托, 开发了一种将载体填料生物膜结合于多级 A/O 工艺的泥膜共生多级 A/O 工艺并进行了中试研究, 并与污水厂现行的改进 A²/O 工艺的污水处理效能进行对比, 在低温条件下驯化出了具有高效脱氮功能的低温好氧反硝化菌和高效除磷功能的低温反硝化聚磷菌, 并针对冬季低温条件下的泥膜共生多级 A/O 工艺中试设备进行了生物强化, 利用高通量测序技术对比研究了生物强化技术对于系统微生物群落结构的影响。

1 材料与方法

1.1 材料

1.1.1 活性污泥驯化装置

利用图 1 所示 SBR 反应器(直径为 0.2 m, 高为 0.3 m, 有效容积为 8 L)驯化好氧反硝化及反硝化聚

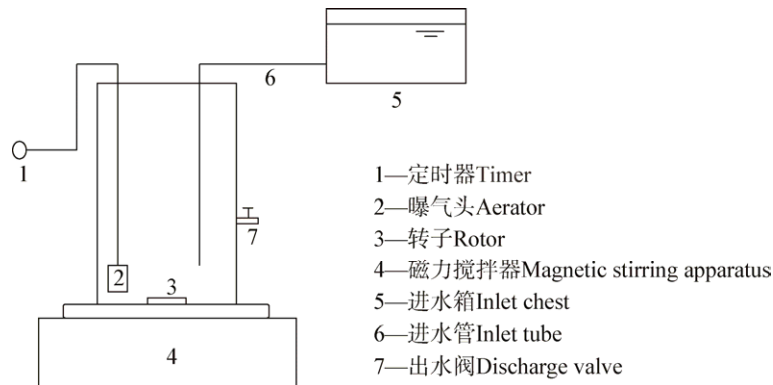


图 1 污泥驯化反应器装置图

Figure 1 Sludge acclimation reactor

磷活性污泥。好氧反硝化污泥驯化参数:进水 5 min, 曝气 450 min, 沉淀 20 min, 排水 5 min。反硝化聚磷污泥驯化参数:进水、厌氧搅拌 3 h, 沉淀 0.5 h, 排水、进水、缺氧搅拌 4 h, 沉淀, 排水 0.5 h。

1.1.2 主要试剂和仪器及培养基

重铬酸钾、纳氏试剂、酚二磺酸、N-(1-萘基)-乙二胺等, 国药集团化学试剂有限公司; 牛肉膏、蛋白胨, 北京奥博星生物技术有限责任公司。

紫外-可见分光光度计, 北京普析通用仪器有限责任公司; 生化培养箱, 哈尔滨市东明医疗仪器厂; 溶解氧测定仪, YSI 公司。

FM 培养基(g/L): 牛肉膏 1.0, 蛋白胨 5.0, KNO_3 1.0。

DM 培养基(g/L): 丁二酸钠 4.70, 磷酸氢二钠 7.90, 磷酸二氢钾 0.75, 氯化铵 0.30, 硫酸镁 0.10, 硝酸钾 0.75, 微量元素 1.00 mL。

牛肉膏蛋白胨培养基(g/L): 牛肉膏 10.0, 蛋白胨 3.0, 氯化钠 5.0。

缺磷培养基(g/L): 醋酸钠 3.23, 磷酸氢二钠 23.00, 硫酸钾 17.83, 氯化铵 152.80, 硫酸镁 81.12, 氯化钙 11.00, HEPES 缓冲液 7.00, 微量元素 2.00 mL。

富磷培养基(g/L): 醋酸钠 3.23, 磷酸二氢钾 25.00, 氯化钙 25.68, 氯化铵 305.52, 硫酸镁 91.26, PIPES 8.50, 微量元素 2.00 mL。

1.1.3 泥膜共生多级 A/O 中试装置

泥膜共生多级 A/O 工艺中试设备于湘潭某污

水处理厂运行, 如图 2 所示, 设备尺寸为 580 cm×220 cm×200 cm (长×宽×高), 有效容积 14 m³, 共 14 条廊道, 每条廊道尺寸为 100 cm×50 cm×200 cm (长×宽×高), 每条廊道底部设有曝气盘, 在好氧区和厌氧区填充体积比为 20%–30% 的填料。控制水流停留时间为 10 h, 进水流量分配比为 3:1, 污泥回流比为 100%。

1.1.4 实验水质

实验用水为湘潭河东污水处理厂进水, 其中化学需氧量(Chemical oxygen demand, COD)为 128.35 mg/L, 氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)为 13.23 mg/L, 总氮(Total nitrogen, TN)为 16.20 mg/L, 总磷(Total phosphorus, TP)为 1.16 mg/L。

1.1.5 载体填料

实验填料为 XQ-II 型聚氨酯泡沫载体, 方形空心, 粒径约 20 mm–30 mm, 密度为 0.015–0.03 g/cm³, 表面积>5 000 cm²/g, 单位体积生物可附着量为 200–300 g/L。

1.2 方法

1.2.1 高效菌群的驯化培养及性能测定方法

好氧反硝化菌群: 采用图 1 装置及相关运行条件对湘潭市某污水处理厂生化池的活性污泥进行梯度驯化, 逐渐提高进水硝氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)和 COD 浓度, 直到污泥对污染物的去除效果稳定。取 10 mL 上述污泥加入 250 mL 锥形瓶中, 再加入 90 mL 去离子水及 3–5 颗玻璃珠, 在摇床中充分振荡。取振荡后混合液 10 mL 加入 FM 培养基中, 于 10 °C、

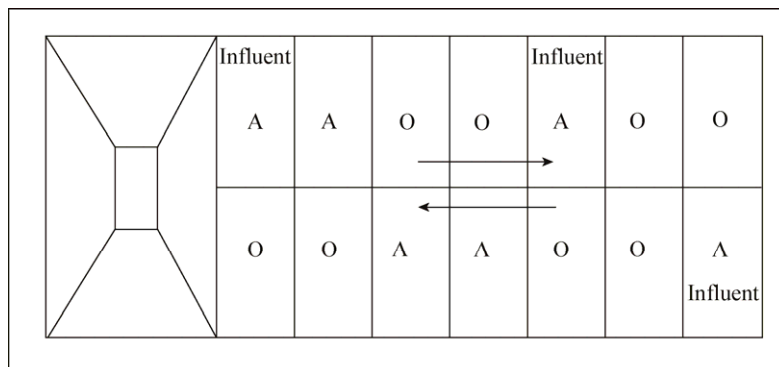


图 2 多级 A/O 工艺装置设计图

Figure 2 Design drawing of multistage A/O process equipment

160 r/min 条件下培养 24 h。连续培养 3 代后, 取培养液 1 mL 加入盛有 100 mL DM 培养基的锥形瓶中, 于 10 °C、160 r/min 条件下对好氧反硝化菌群进行驯化。连续驯化 3 代之后, 好氧反硝化菌群对 COD 和 TN 的去除率达到稳定且分别达到 95% 和 80% 以上, 菌群驯化完成后进行扩大化培养, 用于后期生物强化。将驯化好的菌群加入含有 100 mL DM 培养基的 250 mL 锥形瓶中于 10 °C、160 r/min 条件下培养 24 h, 考察菌群对各项指标的去除效能。

反硝化聚磷菌群: 采用图 1 装置及相关运行条件对湘潭市某污水处理厂生化池的活性污泥进行驯化, 驯化温度为 10 °C, 注水比为 0.67, 富集期间不排泥, 厌氧段进水 COD 为 250 mg/L, 缺氧段进水不含有 COD, 磷的浓度控制在 19 mg/L, NO_3^- -N 浓度控制在 60 mg/L, 连续驯化直到脱氮除磷率均达到 80% 以上。取 10 mL 上述污泥加入 250 mL 锥形瓶中, 再加入 90 mL 去离子水及 3-5 颗玻璃珠, 在摇床中充分振荡。取振荡后混合液 10 mL 加入牛肉膏蛋白胨培养基中, 于 10 °C、140 r/min 条件下培养 24 h 连续培养 3 代。培养完成后, 取培养液 10 mL 加入装有 100 mL 缺磷培养基的锥形瓶中, 10 °C、140 r/min 对反硝化聚磷菌群进行隔夜培养。将 1 mL/L 上述菌液接种于富磷培养基中, 置于密闭容器中于 30 °C 下培养 24 h, 并进行吸磷试验。连续培养直到脱氮除磷率均达到 80% 以上, 菌群驯化完成, 进一步扩大培养用于后期生物强化。将驯化好的菌群加入含有硝酸钾的富磷培养基 (NO_3^- -N 浓度为 60 mg/L) 中, 于 10 °C、140 r/min 条件下培养 30 h, 测定菌群对 NO_3^- -N 和磷的去除率。

1.2.2 生物强化方法

驯化好的低温好氧反硝化菌和低温反硝化聚磷菌按照生化池生物量的 10% 投加到生化池中, 闷曝 2 d 使菌群在填料表面挂膜生长。控制厌氧段及缺氧段 SV 为 25%–30%, 污泥浓度为 5 000 mg/L 左右; 控制好氧段 SV 为 20%–25%, 污泥浓度为 3 000 mg/L 左右。

1.2.3 水质分析方法

8 000 r/min 离心 10 min 后取上清液进行测定, 水质检测依据《水和废水检测分析方法》^[13] 进行, 测定 pH、溶解氧(Dissolved oxygen, DO)、温度、COD、 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N、TN 和 TP。

1.2.4 高通量测序

从污水处理厂、中试设备强化前后以及好氧反硝化菌群和反硝化聚磷菌群混合各取 50 mL 样品, 10 000 r/min 条件下离心 10 min, 弃上清液后保存在 -70 °C 冰箱, 由上海美吉生物技术有限公司进行高通量测序。

2 结果与分析

2.1 泥膜共生多级 A/O 工艺的启动及运行效能

泥膜共生多级 A/O 工艺的中试设备经过挂膜、系统启动及参数优化后, 测定了 30 d 内系统的 COD 及氮磷的去除效能。填料过膜前后内部挂膜情况如图 3 所示, 挂膜前后填料内部孔隙结构完好, 且表面负载了大量的微生物。

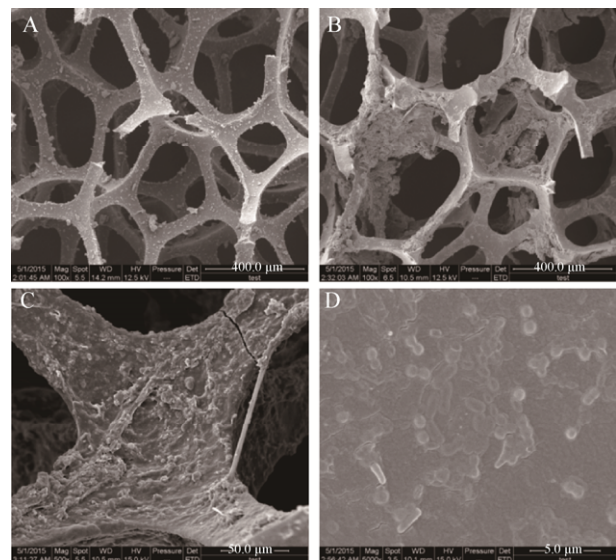


图 3 系统挂膜前后填料内部扫描电镜图

Figure 3 Scanning electron micrograph of packing inside before and after biofilm formation

注: A: 挂膜前填料($\times 100$ 倍); B: 挂膜后填料($\times 100$ 倍); C: 挂膜后填料($\times 500$ 倍); D: 挂膜后填料($\times 5\ 000$ 倍)。

Note: A: Before biofilm formation ($\times 100$); B: After biofilm formation ($\times 100$); C: After biofilm formation ($\times 500$); D: After biofilm formation ($\times 5\ 000$).

由图 4A 可知,在系统运行的 30 d 内,进水 COD 浓度在大部分时间都很低,约为 100 mg/L 左右,污水处理厂出水和中试设备出水 COD 浓度均稳定在 20 mg/L 左右,可稳定达到一级 A 标准。由图 4B 可知,污水处理厂出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 可稳定在 2 mg/L 左

右,中试设备处理效果普遍较污水处理厂处理效果好,可稳定在 1 mg/L 左右并达到一级 A 标准。由图 4C 可知,中试设备 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 明显低于污水处理厂出水,说明中试设备反硝化效果较好。由图 4D 可知,中试设备 TN 能稳定在 9 mg/L 以下,可稳定达

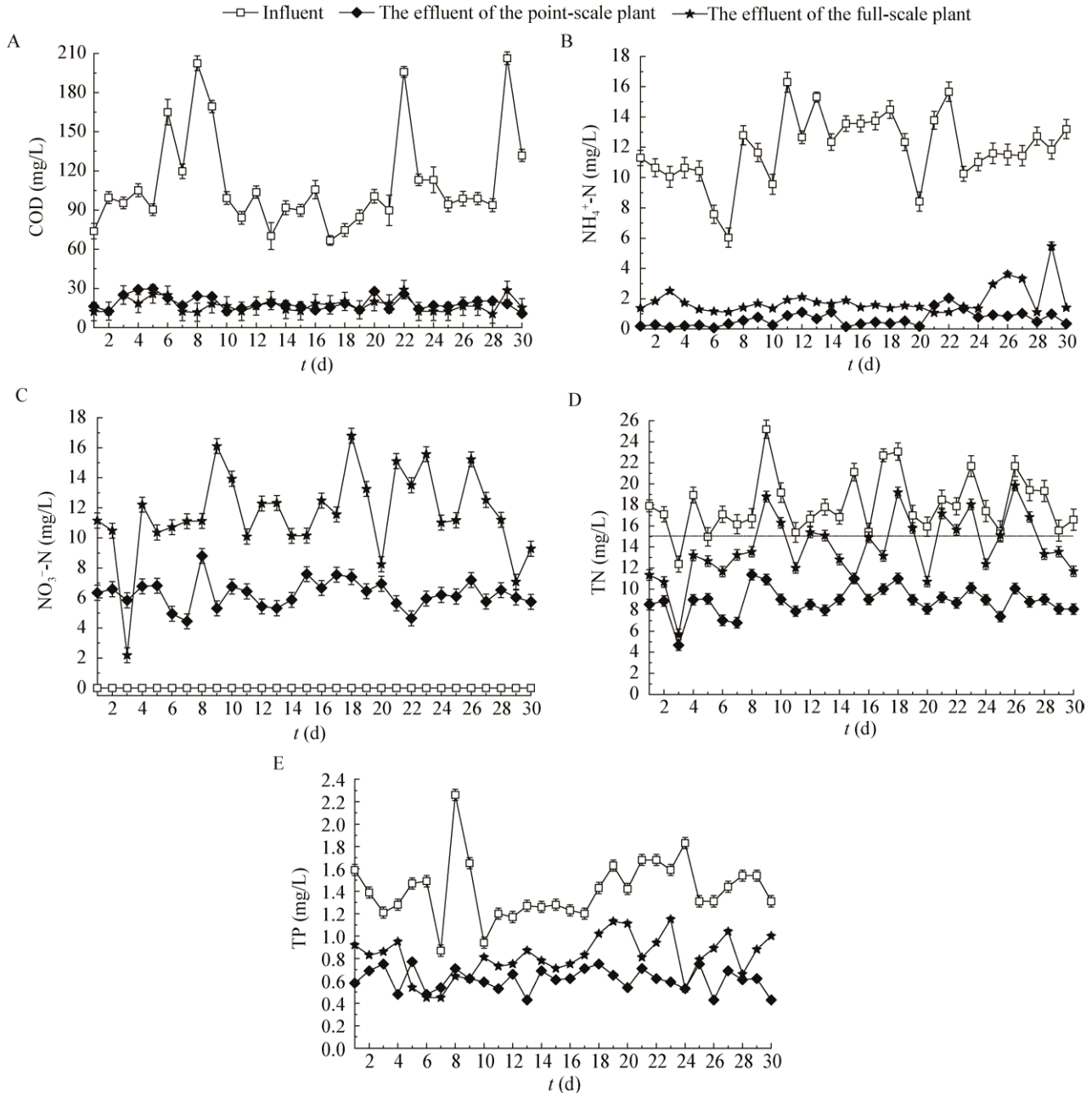


图 4 泥膜共生多级 A/O 工艺运行 30 d 内 COD (A)、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (B)、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (C)、TN (D)、TP (E) 去除效果

Figure 4 Removal of COD (A), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (B), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (C), TN (D), TP (E) within 30 days' running of multistage A/O with biofilm

到一级 A 标准, 明显优于污水处理厂的 TN 去除效果, 污水处理厂 TN 浓度一部分时间内仅能达到一级 B 标准。由图 4E 可知, 中试设备出水 TP 浓度较污水处理厂 TP 相对稳定且浓度较低, 约 0.70 mg/L 左右, 可达到一级 B 出水标准。

由表 1 可知, 中试设备与污水处理厂现有工艺相比, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN、TP 去除效果差异明显。综上所述, 中试设备对 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN、TP 的去除效果均较好, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN、TP 的去除均优于污水处理厂的处理工艺。

2.2 高效菌群脱氮除磷效能

2.2.1 好氧反硝化菌群的脱氮效能

驯化的好氧反硝化菌群脱氮效能如图 5 所示。结果表明, 0–6 h 内浓度基本不变, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度稳定降低, TN 去除率较低。反应 6 h 后, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓

度大幅度降低, TN 去除率迅速提高, 这是因为随着系统中好氧反硝化菌群菌量提高, 好氧反硝化速率大于异养硝化速率, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的转化量大于生成量, 不断转化为氮气排出系统, TN 去除率也得以提升。反应 12 h 后, 系统中可用碳源耗尽, 限制了同化作用、好氧反硝化作用的进一步进行, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度趋于稳定, TN 去除率达到最大值 84.21%。

2.2.2 反硝化聚磷菌的除磷效能

由图 6 可知, 反硝化聚磷菌群对磷的去除率最高可达 85.75%。调整期(0–3 h)系统中菌量较少、活性较低, 除磷效果不理想。进入对数生长期(3–18 h)后, 反硝化聚磷菌大量繁殖, 该阶段系统中菌量充足、活性较高且有机碳源充足, 反硝化聚磷菌过量吸收磷以合成新的细胞, 因此磷浓度不断降低、除

表 1 中试设备与污水处理厂现有工艺污染物去除效果显著性差异分析

Table 1 Analysis of the significant difference of pollutant removal effect between the pilot-scale plant and the full-scale plant

Items	<i>F</i>	<i>P</i> -value	<i>F</i> crit	Variation analysis
Removal of COD	2.793	0.105	4.183	Not significantly different
Removal of $\text{NH}_4^+\text{-N}$	45.600	2.07e^{-7}	4.183	Very significantly different
Removal of $\text{NO}_3^-\text{-N}$	94.070	1.31e^{-10}	4.183	Very significantly different
Removal of TN	129.200	3.34e^{-12}	4.183	Very significantly different
Removal of TP	26.586	1.64e^{-5}	4.183	Very significantly different

注: $F > F$ crit 且 $P < 0.05$ 时差异显著, $P < 0.01$ 时差异极显著。

Note: $F > F$ crit and $P < 0.05$ significant difference, $P < 0.01$ very significantly different.

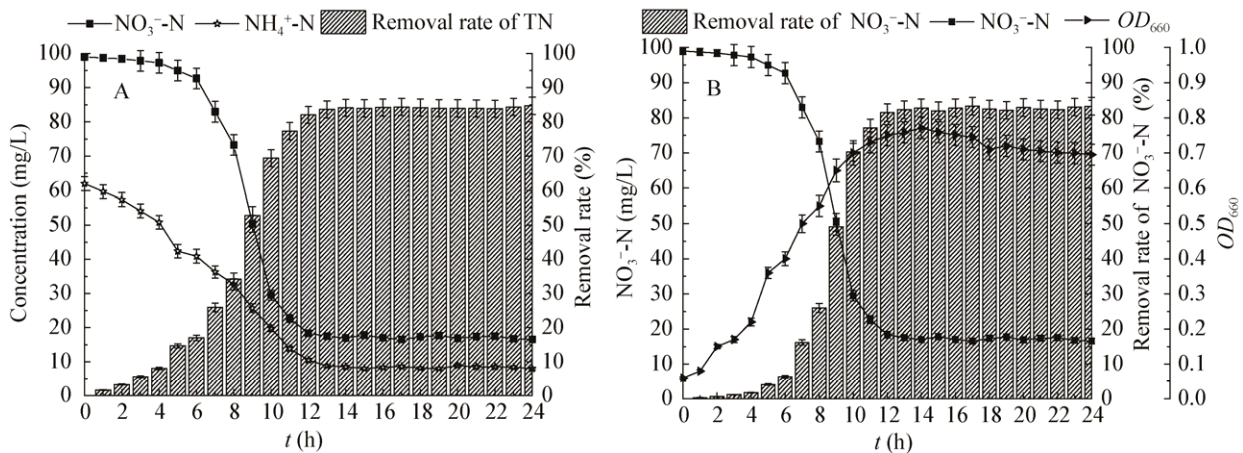


图 5 好氧反硝化菌群的脱氮效能

Figure 5 Nitrogen removal efficiency of aerobic denitrifying bacteria

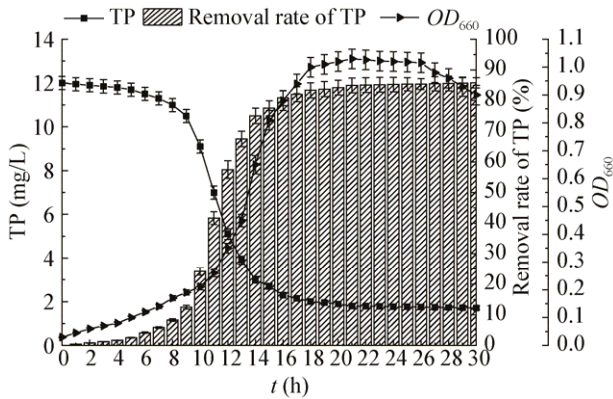


图6 反硝化聚磷菌群的除磷效能
Figure 6 Phosphorus removal efficiency of denitrifying phosphorus accumulation bacteria

磷率陡增。18 h后,系统中剩余有机物含量已不足以继续支持聚磷菌的生长,除磷率不再提高,最终稳定在83.15%。同时,研究结果表明该反硝化聚磷菌群对 NO_3^- -N具有较高的去除率,可达到81.22%。

2.3 基于生物强化技术的泥膜共生多级A/O工艺效能研究

冬季水温约为 $10\text{ }^\circ\text{C}$ 左右时,中试设备及污水处理厂的污染物去除效能均受到了不同程度的影响,导致出水水质下降,采用2.1中驯化出的低温好氧反硝化菌和低温反硝化聚磷菌对中试设备进行生物强化。生物强化后中试设备与污水处理厂污染物处理效能结果如图7所示。由图7A可知,中试设备经生物强化后出水COD得到了一定的改善,但效果不明显,可稳定在 20 mg/L 左右,明显优于污水处理厂出水,出水可稳定达到一级A标准。由图7B可知,在低温条件下 NH_4^+ -N去除效果变差,可能由于硝化细菌对温度变化较为敏感,经过生物强化后,第9天出水 NH_4^+ -N浓度仅为 0.37 mg/L ,远优于污水处理厂的 NH_4^+ -N去除效果。由图7C可知,在低温条件下,中试设备和污水处理厂出水中 NO_3^- -N浓度均较高,且污水处理厂原有工艺出水 NO_3^- -N浓度波动较大,中试设备经过生物强化后 NO_3^- -N浓度下降且较为稳定,最终稳定在 9 mg/L 左右。由图7D可知,在低温条件下污水处理厂和中试设备TN去除均下降,且污水处理厂TN处理

效果波动较大,中试设备经过生物强化后TN去除效果得到了明显的改善,可稳定在 11 mg/L 左右。由图7E可知,温度降低对于TP的去除影响较小,但中试设备经过生物强化后TP去除效果逐渐升高,最终趋于稳定,最终TP浓度稳定在 0.5 mg/L 左右,明显优于污水处理厂处理效果。

由表2可知,中试设备进行生物强化后与污水处理厂现有工艺相比,COD、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、TN、TP去除效果差异明显,说明利用低温好氧反硝化菌和低温反硝化聚磷菌可对中试设备进行生物强化,能较好地改善中试设备 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、TN、TP的去除效果。

2.4 泥膜共生多级A/O工艺微生物群落结构解析

从微生物群落结构的角度比较了生物强化后中试设备的生化池污泥(强化样品)、未进行生物强化的中试设备生化池污泥(设备样品)、好氧反硝化菌群和反硝化聚磷菌强化菌剂混合样品(菌剂样品)和水厂生化池污泥(水厂样品)的微生物群落结构差异,结果如图8所示,强化样品中的优势菌属为*Pseudomonas*、*Aeromonas*和*Saprospiraceae_ uncultured*,设备样品中的优势菌属为*Saprospiraceae_ uncultured*和*Planctomyces*,而*Saprospiraceae_ uncultured*、*Planctomyces*和*Flavobacterium*在水厂样品中占比较大。菌剂样品显示,通过富集驯化得到的生物强化菌剂中的主要菌群为*Pseudomonas*,大部分好氧反硝化菌和反硝化聚磷菌属于该菌属^[14-15],中试设备经过生物强化后*Pseudomonas*占据了一定优势,而在中试设备未强化前及水厂样品中该菌属含量均很低。同时,在生物强化菌剂中也含有较多的*Accumulibacter*,该菌属为典型的聚磷菌^[16],在水厂样品、设备样品及强化样品中含量分别为0.97%、2.57%和3.51%。从一定程度上表明,中试设备经生物强化后脱氮除磷效果得到了明显提升,这两类菌群起到了积极作用。*Aeromonas*中包含很多具有反硝化作用的菌种且较耐低温^[17],在中试设备中该菌属占据一定优势,含量为3.31%,而在水厂样品中该菌属含量极低,可以证明中试设备脱氮

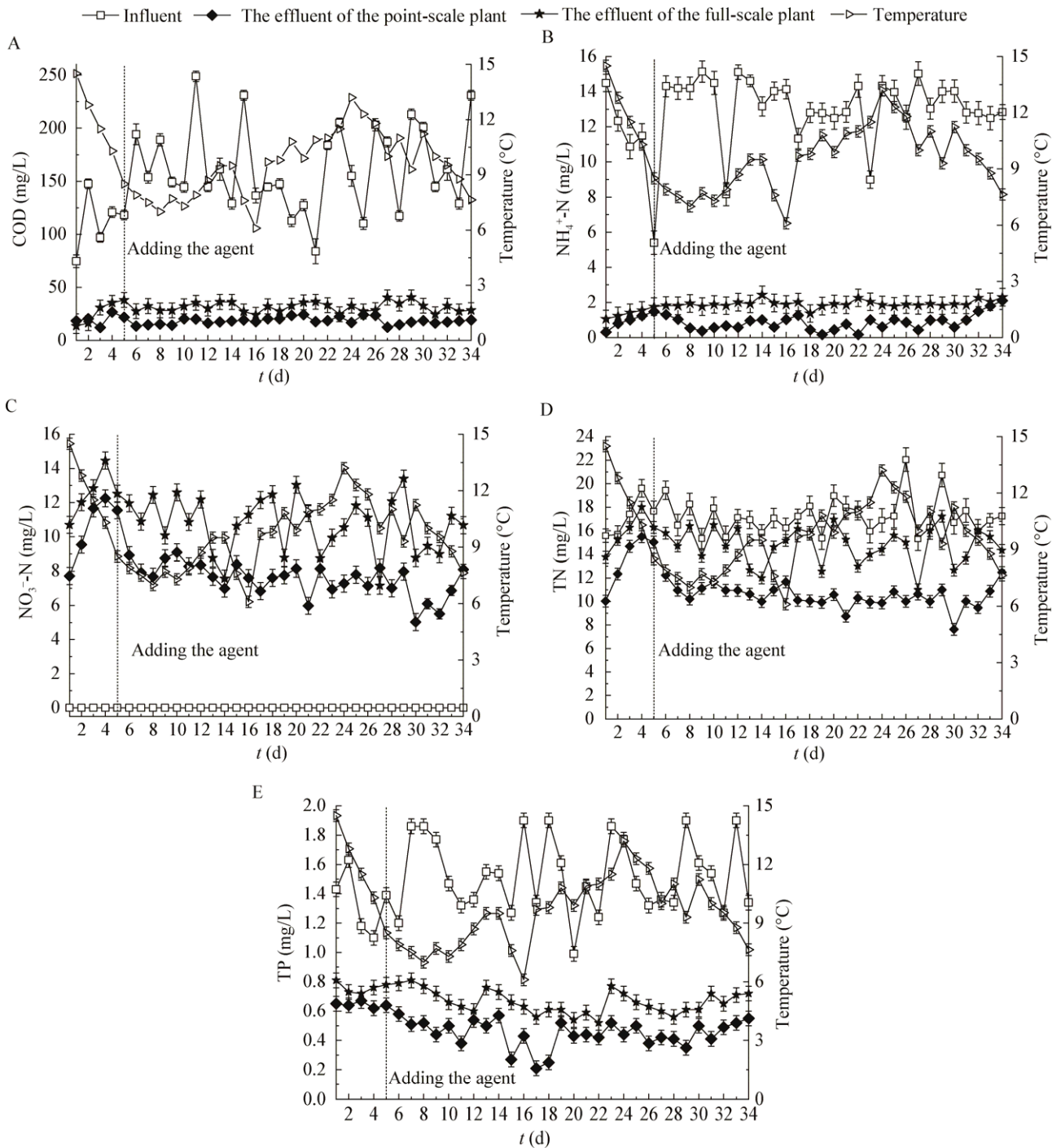


图 7 泥膜共生多级 A/O 工艺生物强化阶段 COD (A)、NH₄⁺-N (B)、NO₃⁻-N (C)、TN (D)、TP (E)去除效果

Figure 7 Removal of COD (A), NH₄⁺-N (B), NO₃⁻-N (C), TN (D), TP (E) during bioaugmentation of multistage A/O with biofilm

作用较水厂工艺效果好, 该菌属起到了一定作用。另外, 中试设备经过生物强化后, 该菌属含量提高至 5.38%。说明生物强化后中试设备中脱氮除磷功能菌占比均得到了提升。

整体来看, 经过生物强化后系统中微生物群落结构发生了一定的演替现象, 具备脱氮除磷效能的功能菌群数量有所提升, 对低温环境的适应性更佳, 改善了原系统对污水的处理效果。

表 2 中试设备强化阶段与污水处理厂现有工艺污染物去除效果显著性差异分析

Table 2 Analysis of the significant difference of pollutant removal effect between the pilot-scale plant after bioaugmentation and the full-scale plant

Items	F	P-value	F crit	Variation analysis
Removal of COD	101.500	1.35e ⁻¹¹	4.139	Not significantly different
Removal of NH ₄ ⁺ -N	163.900	2.38e ⁻¹⁴	4.139	Very significantly different
Removal of NO ₃ ⁻ -N	120.500	1.49e ⁻¹²	4.139	Very significantly different
Removal of TN	191.800	2.65e ⁻¹⁵	4.139	Very significantly different
Removal of TP	175.593	9.15e ⁻¹⁵	4.139	Very significantly different

注: $F > F_{crit}$ 且 $P < 0.05$ 时差异显著, $P < 0.01$ 时差异极显著。

Note: $F > F_{crit}$ and $P < 0.05$ significant difference, $P < 0.01$ very significantly different.

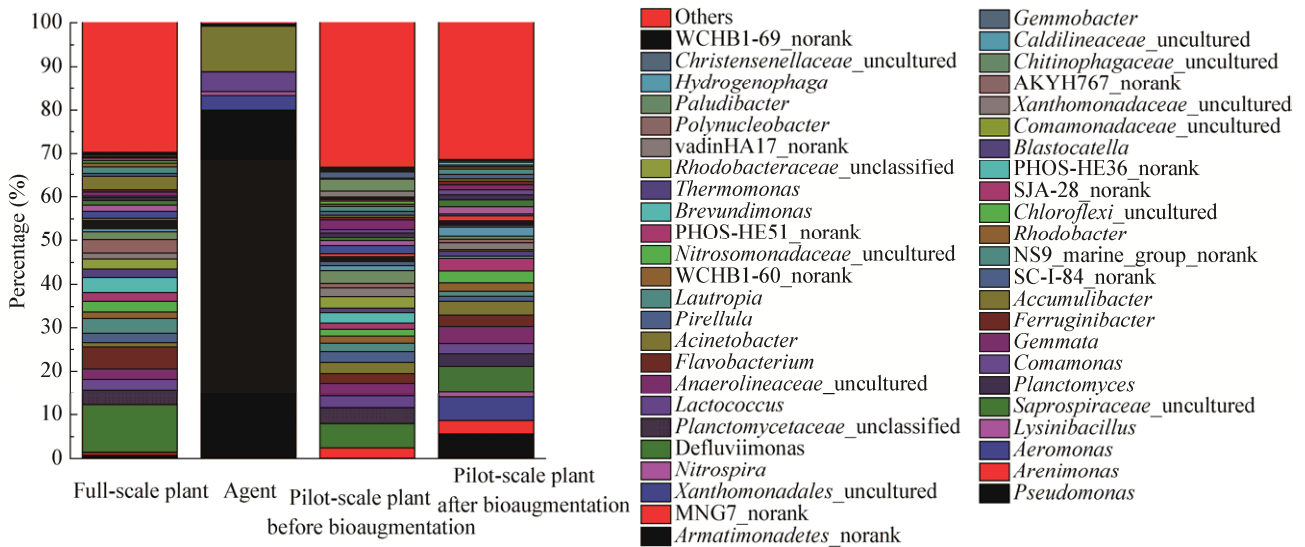


图 8 泥膜共生多级 A/O 工艺生物强化前后微生物群落结构解析

Figure 8 Analysis of microbial community structure before and after bioaugmentation of multistage A/O with biofilm

3 讨论与结论

为解决低温、低碳氮比生活污水处理效果差的问题,本研究开发了一种泥膜共生多级 A/O 工艺并进行了中试研究。该工艺结合了多级 A/O 工艺和生物膜技术的优势,常温条件下该组合工艺与污水处理厂现行改进 A²O 工艺相比, NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、TN、TP 的处理效果均有明显的提升。与 Cao 等^[18]研究相一致, Cao 等采用改进的四级 A/O 工艺处理常温低营养城市生活污水,也取得了很好的处理效果,在一定程度上说明常温条件下多级 A/O 工艺对于低碳氮比生活污水的处理具有较好的效果。但研究发现在低温条件下多级 A/O 工艺处理效果与传统 A²O 工艺一样会受到影响,而生物强化技术作为一种功能强化技术,可为解决低温带来的污水处理效能下降问题提供契机,因此,本研究筛选了具

有高效脱氮功能的低温好氧反硝化菌和高效脱氮除磷功能的低温反硝化聚磷菌,并将其通过挂膜方式在泥膜共生多级 A/O 工艺中试设备中进行生物强化。本研究中泥膜共生多级 A/O 工艺中试设备中载体填料的选择,除考虑到生物膜本身的优点外,还考虑到聚氨酯泡沫载体的空隙率大、传质性能好、比表面积大、生物亲和性好、亲水性好、易于流化等优点^[19-21],在提高系统生物量的同时,可有效缓解生物强化菌的流失^[22-23]。本研究中生物强化结果表明,生物强化引起了系统内脱氮除磷功能菌群占据优势,有效改善了系统污染物的去除效能,这一现象与以往研究具有相似之处。Guo 等^[24]为了实现污水厂污水处理工艺在低温条件下的快速启动与稳定运行,采用生物强化技术在 15 d 内完成了启动并运行稳定,而且研究发现投加的菌剂在系统

中均处于优势种群的地位, 赵立军^[11]通过投加生物菌剂成功实现了哈尔滨太平污水厂的低温启动且出水效果良好。因此, 基于生物强化技术的泥膜共生多级 A/O 工艺是处理低温、低碳氮比城市生活污水的有效方式, 具有广阔的应用前景。

REFERENCES

- [1] Cao GH, Huang Y, Pan Y. The problems and the solutions of conventional biological nitrogen and phosphorus removal processes[J]. *Technology of Water Treatment*, 2009, 35(3): 102-106 (in Chinese)
曹贵华, 黄勇, 潘杨. 常规生物脱氮除磷工艺中问题及对策[J]. *水处理技术*, 2009, 35(3): 102-106
- [2] Shao LG. Operation of urban WTP in south China[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 1999, 25(2): 11-13 (in Chinese)
邵林广. 南方城市污水处理厂实际运行水质远小于设计值的原因及其对策[J]. *给水排水*, 1999, 25(2): 11-13
- [3] Li HS, Guo CL. Tech-economic analysis of He Dong's sewage treatment project of Xiangtan[J]. *Science & Technology Information*, 2009(7): 720-721,733 (in Chinese)
李海深, 郭春莉. 湘潭河东污水处理工程的技术经济分析[J]. *科技信息*, 2009(7): 720-721,733
- [4] Zanetti L, Frison N, Nota E, et al. Progress in real-time control applied to biological nitrogen removal from wastewater. A short-review[J]. *Desalination*, 2012, 286: 1-7
- [5] Sun SP, Nàcher CPI, Merkey B, et al. Effective biological nitrogen removal treatment processes for domestic wastewaters with low C/N ratios: a review[J]. *Environmental Engineering Science*, 2010, 27(2): 111-126
- [6] Lou HC, Xu XJ, Wang L, et al. Enhanced denitrification of wastewater by hydrolytic denitrification + AO process[J]. *Environmental Engineering*, 2018, 36(12): 75-80 (in Chinese)
娄红春, 许晓杰, 王亮, 等. 水解反硝化+AO 工艺强化污水脱氮效能研究[J]. *环境工程*, 2018, 36(12): 75-80
- [7] Peng YZ, Wang XL, Wang SY. Study on influence factors and control strategies of A/O nitrogen removal process[J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2005, 37(8): 1053-1057 (in Chinese)
彭永臻, 王晓莲, 王淑莹. A/O 脱氮工艺影响因素及其控制策略的研究[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2005, 37(8): 1053-1057
- [8] Huang K, Yu CZ, Wei F, et al. Domestic application present state of multilevel A/O technology[J]. *Environmental Science and Management*, 2007, 32(2): 73-76 (in Chinese)
黄开, 于春洲, 魏飞, 等. 多级 A/O 工艺在国内的应用现状[J]. *环境科学与管理*, 2007, 32(2): 73-76
- [9] Guo JB, Cui FG, Yang SD, et al. Application of bioaugmentation in wastewater treatment: review and prospects[J]. *Journal of Northeast Dianli University*, 2011, 31(5/6): 1-8 (in Chinese)
郭静波, 崔凤国, 杨世东, 等. 生物强化技术在污水处理中的应用研究现状及发展展望[J]. *东北电力大学学报*, 2011, 31(5/6): 1-8
- [10] Ma F, Guo JB, Zhao LJ, et al. Application of bioaugmentation to improve the activated sludge system into the contact oxidation system treating petrochemical wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(2): 597-602
- [11] Zhao LJ, Ma F, Zhao QJ, et al. Practical application of bioaugmentation technology during rapid start-up of a sewage treatment plant[J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2007, 39(12): 1886-1889 (in Chinese)
赵立军, 马放, 赵庆建, 等. 生物强化技术在污水厂快速启动中的工程应用[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2007, 39(12): 1886-1889
- [12] Di Trapani D, Christensso M, Ødegaard H. Hybrid activated sludge/biofilm process for the treatment of municipal wastewater in a cold climate region: a case study[J]. *Water Science and Technology*, 2011, 63(6): 1121-1129
- [13] Water and Wastewater Monitoring and Analysis Method Editorial Board of the State Environmental Protection Administration. *Water and Wastewater Monitoring and Analysis Method*. 4th edition[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 88-284
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]. 4 版. 北京: 中国环境出版社, 2002: 88-284
- [14] Zhang JB, Wu PX, Hao B, et al. Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by the bacterium *Pseudomonas stutzeri* YZN-001[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(21): 9866-9869
- [15] Wang Q, Wang JH, Zhang XQ, et al. Growth and characteristics of nitrogen and phosphorus removal of a denitrifying phosphate accumulating bacteria[J]. *CIESC Journal*, 2010, 61(6): 1540-1544 (in Chinese)
王强, 王继华, 张晓琦, 等. 一株反硝化聚磷菌生长及脱氮除磷特性[J]. *化工学报*, 2010, 61(6): 1540-1544
- [16] Kim JM, Lee HJ, Lee DS, et al. Characterization of the denitrification-associated phosphorus uptake properties of "*Candidatus Accumulibacter phosphatis*" clades in sludge subjected to enhanced biological phosphorus removal[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2013, 79(6): 1969-1979.
- [17] Miñana-Galbis D, Farfán M, Fusté MC, et al. *Aeromonas bivalvium* sp. nov., isolated from bivalve molluscs[J]. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 2007, 57(3): 582-587
- [18] Cao GH, Wang SY, Peng YZ, et al. Biological nutrient removal by applying modified four step-feed technology to treat weak wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 128: 604-611
- [19] Chu LB, Wang JL. Comparison of polyurethane foam and biodegradable polymer as carriers in moving bed biofilm reactor for treating wastewater with a low C/N ratio[J]. *Chemosphere*, 2011, 83(1): 63-68
- [20] Guo JB, Ma F, Jiang K, et al. Biofilm formation on the spherical carrier of polyurethane foams treating petrochemical wastewater[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2008, 2(10): 1322-1326 (in Chinese)
郭静波, 马放, 蒋侃, 等. 用于石化废水处理的聚氨酯泡沫球形载体的挂膜方法[J]. *环境工程学报*, 2008, 2(10): 1322-1326
- [21] Yang JX, Zeng HY, Zhou Y, et al. Study on preparation and performance of a biological carrier with tourmaline[J]. *Environmental Science*, 2013, 34(2): 616-621 (in Chinese)
杨基先, 曾红云, 周义, 等. 一种负载型生物载体的制备及性能研究[J]. *环境科学*, 2013, 34(2): 616-621
- [22] Tan C, Ma F, Li A, et al. Evaluating the effect of dissolved oxygen on simultaneous nitrification and denitrification in polyurethane foam contact oxidation reactors[J]. *Water Environment Research*, 2013, 85(3): 195-202
- [23] Sun YL. Immobilization and performance of aerobic denitrification bacterium[D]. Harbin: Master's Thesis of Harbin Institute of Technology, 2013 (in Chinese)
孙移鹿. 好氧反硝化菌的固定化应用及效能研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学硕士学位论文, 2013
- [24] Guo JB, Wang JH, Cui D, et al. Application of bioaugmentation in the rapid start-up and stable operation of biological processes for municipal wastewater treatment at low temperatures[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(17): 6622-6629