

曝气生物滤池处理生活污水亚硝化的实验研究

任玉辉¹, 李相昆¹, 盛加宝², 程庆锋¹, 张杰¹

(1. 哈尔滨工业大学 城市水资源与水环境国家重点实验室, 150090 哈尔滨; 2. 北京市市政工程设计研究总院, 100124 北京)

摘要: 为探究低氨氮生活污水亚硝化的可行性, 采用高负荷生物滤池-上向流曝气生物滤池(UBAF)两段式反应器考察水流方向对高负荷生物滤池去除 COD、氨氮效果及温度、DO 对 UBAF 亚硝化效果的影响. 结果表明, 在水力负荷为 $0.58 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 、COD 容积负荷为 $2.30 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 、气水比为 3.6:1、常温条件下, 上向流进水方式能够获得稳定的低 COD、高氨氮的二级出水. 在水温 $30 \sim 33 \text{ }^\circ\text{C}$ 、DO $2.5 \sim 3.0 \text{ mg/L}$ 、进水 pH $7.8 \sim 8.1$ 条件下, UBAF 出水氨氮平均转化率为 84.58%, 亚硝氮平均质量浓度达 23.01 mg/L . UBAF 反应器中各种含氮化合物沿程变化及 FISH 检测表明, 在反应器末段存在一定程度的同步亚硝化厌氧氨氧化作用. 该两段式反应器能驯化单独的脱碳、脱氮优势菌群, 实现低氨氮生活污水的亚硝化.

关键词: 生活污水; 曝气生物滤池; 亚硝化; 厌氧氨氧化; 荧光原位杂交

中图分类号: X703.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 0367-6234(2013)10-0014-06

Research on partial nitritation for domestic sewage by biological aerated filter

REN Yuhui¹, LI Xiangkun¹, SHENG Jiabao², CHENG Qingfeng¹, ZHANG Jie¹

(1. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, 150090 Harbin, China;

2. Beijing General Municipal Engineering Design & Research Institute, 100124 Beijing, China)

Abstract: To study the feasibility of partial nitritation of domestic sewage with low ammonia nitrogen, actual domestic sewage was treated by high rate bio-filter and up-flow biological aerated filter(UBAF). The effect of flow direction on the performance of high rate bio-filter removing COD and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and the effect of temperature and DO on the efficiency of UBAF for partial nitritation were researched. Results showed that at the hydraulic loading of $0.58 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, COD volume loading of $2.30 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, air-water ratio of 3.6:1 and room temperature, up-flow filtration achieved high COD and low ammonia-nitrogen removals. Ammonia nitrogen removal rate reached 84.58% and nitrite content in the effluent of UBAF achieved 23.01 mg/L on the conditions of temperature $30 - 33 \text{ }^\circ\text{C}$, DO $2.5 - 3.0 \text{ mg/L}$ and pH value $7.8 - 8.1$. Further study on the change of nitrogenous compounds in different depth combining with FISH demonstrates that a certain degree CANON process could exist at the end of UBAF. The two-stage reactor could domesticate decarbonizing and denitrifying bacterias independently, the partial nitritation of domestic sewage with low ammonia nitrogen can be achieved.

Key words: domestic sewage; BAF; partial nitritation; ANAMMOX; FISH

新型生物脱氮工艺主要是短程硝化脱氮以及在此基础上发展起来的其他新型生物脱氮工艺. 短程硝化的标志是持续稳定的亚硝氮的积累, 要求硝化产物中 $\rho(\text{NO}_2^-)/\rho(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)$ 值至少

大于 0.5. 影响 NO_2^- 积累的主要因素有温度^[1]、pH^[2]、游离氨(FA)^[3]、溶解氧(DO)^[4]、游离羟胺(FH)以及水力负荷、有害物质和污泥龄等.

目前, 利用悬浮污泥系统实现亚硝化已有诸多报道^[5-6], 而对于生物膜反应器中实现稳定的亚硝化及其影响因子的作用规律未有充分的研究. 本文在两段式曝气生物滤池中对生活污水亚硝化的可行性进行探讨, 并分析了反应器中亚硝

收稿日期: 2012-10-18.

基金项目: 国家重大科技专项(2013ZX07201007).

作者简介: 任玉辉(1987—), 男, 博士研究生;

张杰(1938—), 男, 博士生导师, 中国工程院院士.

通信作者: 李相昆, skli312@163.com.

氮积累的特征和形成机理, 为实现稳定的亚硝氮积累提供技术支持。

1 实验

1.1 实验装置及流程

实验装置如图 1, 生活污水经高负荷生物滤池处理后, 进入 UBAF 亚硝化反应器进行亚硝化反应。高负荷生物滤池及 UBAF 材质均为有机玻璃, 外形为圆柱形。两段反应器均采用 3~5 mm 粒径的页岩陶粒作为载体。

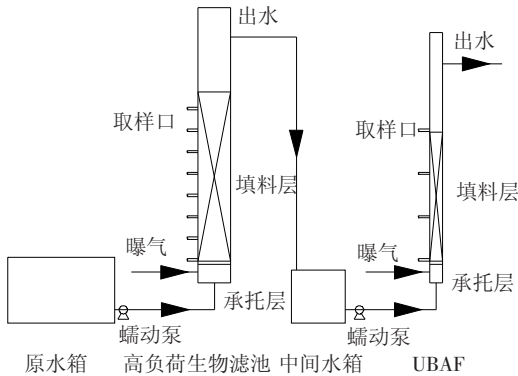


图 1 实验装置及流程示意图

高负荷生物滤池, 高 2 400 mm, 内径 150 mm, 填料层高 1 500 mm, 有效容积为 26.5 L。在滤池底部承托层中设砂芯曝气头, 进水由蠕动泵泵入池底部, 并通过布水板均匀布水。底部设反冲洗配水管、供气管。

UBAF 亚硝化反应器, 高 2 000 mm, 内径 80 mm, 填料层高 900 mm, 有效容积为 7 L。反应器通过缠绕电阻丝加热, 外部包裹保温层进行保

温; 同时安装了温度控制仪以实时指示温度并根据反馈调节反应器内温度。

1.2 接种污泥

接种污泥取自哈尔滨文昌污水厂 A/O 池硝化污泥, 污泥的 MLSS 为 1 729.5 mg/L, SVI 为 127.20 mL/g。

1.3 原水水质

采用实际生活污水, 每天从哈尔滨工业大学二区家属区下水道抽取生活污水于贮水箱中, 进水 pH 为 7.0~7.8, 水温 16~21 °C, 其余水质指标为 (mg/L): COD 160~400, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 38~85, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 0.06~0.94, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 0.14~1.04, DO 0.13~0.56, 碱度(以 CaCO_3 计) 190~360, TP 2.1~7.0。

1.4 分析方法

$\text{NH}_4^+ - \text{N}$: 纳氏试剂分光光度法; $\text{NO}_2^- - \text{N}$: N-(1-萘基)-乙二胺光度法; $\text{NO}_3^- - \text{N}$: 麝香草酚分光光度法; pH 采用 inoLab pH740 pH 测定仪; COD 采用 5B-1 型快速测定仪; DO、T 均采用 inoLab Oxi730 溶解氧仪(本文中 DO、T 在没有特指的情况下均为反应区液相中参数); 碱度(CaCO_3): 酸碱指示剂滴定法。

1.5 荧光原位杂交技术(FISH)

按照 Amann 等^[7]的操作方法进行 FISH 分析, 所用寡核苷酸探针列于表 1。采用 OLYMPUS BX-52 荧光显微镜拍摄污泥样品照片, 之后用 Image plus-pro 6.0 软件进行分析。

表 1 FISH 分析中采用的寡核苷酸探针

探针	荧光染料	φ (甲酰胺) ^a / %	c (NaCl) ^b / (mmol · L ⁻¹)	探针序列(5' - 3')	目标菌
Amx820	Cy3	40	56	AAA ACC CCT CTA CTT AGT GCC C	Anaerobic ammonium-oxidizing bacteria
EUB338	FITC	20	225	GCT GCC TCC CGT AGG AGT	Many but not all bacteria
EUB338II	FITC	20	225	GCA GCC ACC CGT AGG TGT	To be used in combination with probe EUB338
EUB338III	FITC	20	225	GCT GCC ACC CGT AGG TGT	To be used in combination with probe EUB338

注: a. 杂交缓冲液中甲酰胺体积分数; b. 杂交清洗液中 NaCl 浓度。

2 结果与讨论

过高 COD 在适宜条件下会导致异养菌大量繁殖, 从而影响 AOB(亚硝酸菌)和 NOB(硝酸菌)的生长, 故实验中生活污水先经高负荷生物滤池处理, 获得低 COD、高氨氮的二级出水, 再通入 UBAF 中进行亚硝化实验。

定义氨氮保留率

$$R_{AR} = \frac{\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})_{\text{eff}}}{\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})_{\text{inf}}} \times 100\%$$

2.1 高负荷生物滤池的启动及运行

将接种污泥与生活污水以 1:1 的比例加入高负荷生物滤池, 闷曝 1 d, 上清液回流运行 3 d。采用下向流进水方式, 经过 11 d 的连续进水及曝气, 页岩陶粒表面颜色明显变暗, 并且有黏性物质附着, 出水 COD 质量浓度低于 60 mg/L(图 2), 表明挂膜成功。但是出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 只有 14.74 mg/L, 出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 达 29.47 mg/L, 这是因为下向流进水方式, 水流方向和气流方向相反, 水流末段(滤池下段) COD 质量浓度低, 异养菌

少,适宜自养菌繁殖,而曝气系统的设计使得此段可提供的溶解氧多,导致硝化作用显著,出水氨氮质量浓度低,不利于后续反应器亚硝化的实现.且随着生物膜的生长,滤料间隙逐渐变小导致水流不畅,需频繁反冲洗.

为此,自第 12 天起改为上向流进水.由图 2、3 可见,经过 4 周的运行至第 42 天,系统达到稳定,之后出水 COD 平均质量浓度为 68.12 mg/L,平均去除率为 69.15%,出水氨氮平均质量浓度为 47.26 mg/L,氨氮平均保留率高达 86.65%,出水亚硝氮和硝氮平均质量浓度均小于 0.40 mg/L,总氮平均去除率为 12.0% (大部分为细菌自身生长所利用),从而保持低 COD、高氨氮的二级出水.稳定运行时,水力负荷为 $0.58 \text{ m}^3 / (\text{m}^2 \cdot \text{h})$,COD 容积负荷为 $2.30 \text{ kg} / (\text{m}^3 \cdot \text{d})$,曝气量为 $0.03 \text{ m}^3 / \text{h}$,气水比为 3.6:1,DO 为 2.0~3.0 mg/L,反冲洗周期为 6~7 d.

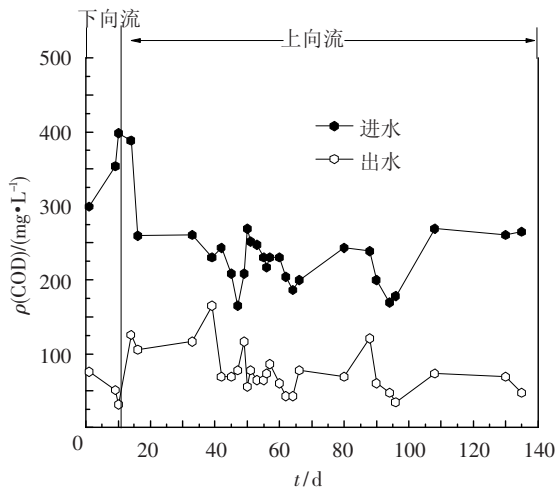


图 2 高负荷生物滤池对 COD 的去除效果

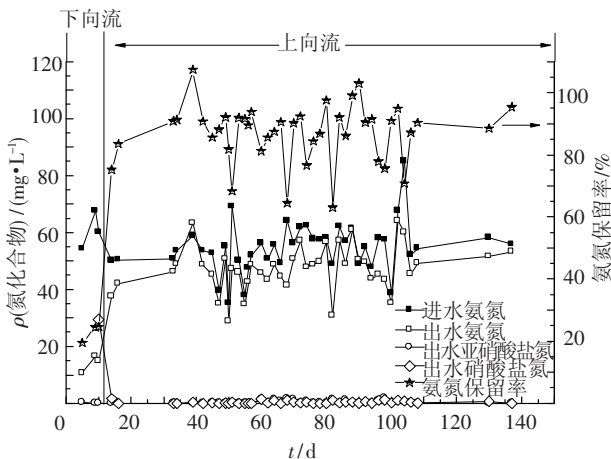


图 3 高负荷生物滤池中氮化合物质量浓度及氨氮保留率的变化

2.2 亚硝化反应器的启动及运行

UBAF 先通入生活污水进行挂膜,经过 10 d

的培养,出水 COD 质量浓度小于 70 mg/L.在此基础上,通入低 COD、高氨氮的高负荷生物滤池出水培养好氧硝化生物膜.经过 25 d 的培养,氨氮转化率达 90%,其中 80% 转化为硝氮,好氧硝化生物膜驯化完成,此时 DO 为 2.5~4.0 mg/L.

随后进行亚硝酸菌的驯化和硝酸菌的淘汰实验.一般认为,亚硝酸菌的最适 pH 在 7.0~8.5,而硝酸菌在 6.0~7.5^[8-9],故本实验在进水中投加 NaHCO_3 作为唯一碳源,并将反应器 pH 维持在 7.6~8.1.主要考察温度及 DO 对硝化细菌生长的影响.

第 1 阶段,控制 DO 在 1.5~2.5 mg/L,常温下启动亚硝化实验.由图 4、5 可知,氨氮平均转化率为 38.25%,出水亚硝氮质量浓度自第 7 天起开始有所增长,最高为 4.51 mg/L,并无继续增长的趋势,出水硝氮质量浓度先减小后增加.这是由于进水中投加 NaHCO_3 使得 pH 介于 7.6~8.0,初期抑制了硝酸菌的生长,对亚硝酸菌生长没有影响,但是水温在 15~20 °C 条件下,对于亚硝酸菌和硝酸菌,制约其繁殖的主要因素是温度^[10-11],所以,氨氮转化率比较低.

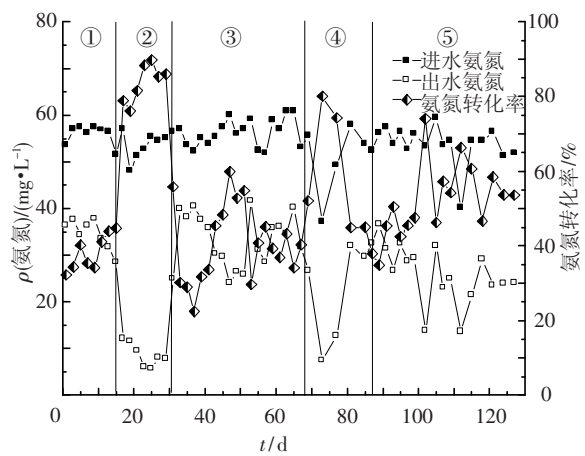


图 4 UBAF 对氨氮的去除效果

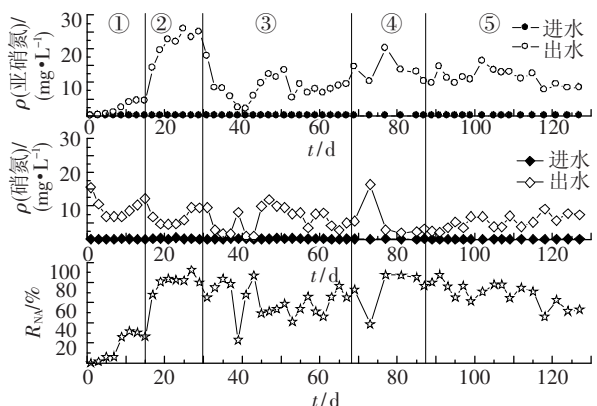


图 5 UBAF 出水亚硝氮积累率及其与硝氮质量浓度变化

尚会来等^[12]以间歇式活性污泥法处理生活污水,在较高温度下($(28 \pm 1)^\circ\text{C}$),通过实时控制和污泥龄在 10 d 左右,成功实现短程硝化反硝化.考虑到较高的温度有利于实现短程硝化,故第 2、3、4 阶段,维持进水水力负荷基本不变,提高水温至 $30 \sim 33^\circ\text{C}$,继续保持高碱度,通过控制不同质量浓度的溶解氧(表 2),出水氨氮平均质量浓度分别降至 8.61, 33.25, 23.37 mg/L,氨氮平均转化率分别为 84.58%、40.69%、55.70%(图 4),出水亚硝氮平均质量浓度分别为 23.01, 8.33, 13.60 mg/L,出水硝氮平均质量浓度分别为 4.91, 5.92, 5.33 mg/L(图 5).3 个阶段的氨氮转化率均高于第 1 阶段,说明 $30 \sim 33^\circ\text{C}$ 水温提高了硝化细菌的活性,同时 DO 对其也有很大影响.随着 DO 的下降,氨氮转化率降低,出水亚硝氮质量浓度降低,亚硝氮积累率(R_{NA})也降低(图 5).但是出水硝氮一直

维持在较低质量浓度,说明水温 $30 \sim 33^\circ\text{C}$ 、进水 pH 7.8~8.1 条件能够抑制硝酸菌的活性.

Laanbroek 等^[13]的研究表明,在发酵罐混培物中,低溶解氧下亚硝酸菌大量积累是由于亚硝酸菌对 DO 的亲合力较硝酸菌强,亚硝酸菌氧饱和常数一般为 0.2~0.4 mg/L,硝酸菌为 1.2~1.5 mg/L.而实验所得 DO 最佳参数(2.5~3.0 mg/L)均大于两种硝化细菌的氧饱和常数,原因是在生物膜系统中,生物膜外层液膜的传质阻力使得生物膜与液体界面处的溶解氧质量浓度显著低于主体溶液的质量浓度,界面处的溶解氧质量浓度大约为主体溶液的 30%^[14].总体来说,水温 $30 \sim 33^\circ\text{C}$ 、DO 2.5~3.0 mg/L(出水 DO 1.5~2.5 mg/L)、进水 pH 7.8~8.1 条件下,UBAF 能够获得较高的氨氮转化率和很高的出水亚硝氮质量浓度.

表 2 UBAF 反应器不同阶段主反应区运行参数

阶段	t/d	$\theta/^\circ\text{C}$	DO/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	进水 pH	HRT/h
① ^a	1~15	16~18	1.5~2.5	7.6~8.0	4
②	16~30	30~33	2.5~3.0	7.8~8.1	4
③	31~68	30~33	1.5~2.0	7.8~8.1	4
④	69~87	30~33	2.0~2.5	7.8~8.1	4
⑤	88~129	27~29	2.5~3.0	7.8~8.1	4

注:a. 不包含启动阶段.

第 5 阶段,保持和第 2 阶段相同 DO、pH 条件下,水温降至 $27 \sim 29^\circ\text{C}$,氨氮平均转化率为 52.32%(图 4),出水亚硝氮为 10.94 mg/L(图 5),均差于第 2 阶段数据,进一步说明在曝气生物滤池中,水温对两种硝化细菌选择培养的重要性.同时由图 5 可知,随着反应器的运行,出水亚硝氮质量浓度不断下降而硝氮质量浓度不断上升,说明水温为 $27 \sim 29^\circ\text{C}$ 时,硝酸菌能够慢慢适应高质量浓度 FA(1.25~2.72 mg/L)的环境,这与文献[1]研究结果一致.

实验后期尝试对 UBAF 进行定期反冲洗以期达到洗脱硝酸菌的目的,但是效果并不明显,出水中硝氮仍维持在 8 mg/L 左右,而亚硝氮质量浓度有所下降.原因可能是上向流进水时,滤池上层 COD 质量浓度较低,异养菌较少,硝化细菌直接附着在滤料表面,反冲洗的过程中,滤料表面亚硝酸菌和硝酸菌被淘洗,导致好氧氨氧化作用变弱,亚硝氮积累变差.另一方面反冲导致生物膜厚度变薄,溶解氧很容易穿透生物膜,使得硝酸菌更容易将亚硝氮氧化为硝氮.另外,在各实验阶段从

UBAF 底部滤料取水样时,经常发现有红色线虫存在,说明滤池生态系统比较稳定^[15].

2.3 UBAF 反应器内同步亚硝化厌氧氨氧化特性

在第 2 阶段,即水温为 $30 \sim 33^\circ\text{C}$ 、DO 为 2.5~3.0 mg/L 时,对 UBAF 各含氮化合物及 COD 质量浓度沿水流方向的空间变化进行了研究,采样为反应器启动阶段(35 d)后稳定运行的第 29 天样品,结果见图 6.由于进水含有一定质量浓度的 COD($< 70 \text{ mg/L}$),反应器底部 0~0.3 m 处异养菌在滤料表面占优势,而硝化细菌由于其比增长速率较慢,对环境较敏感,在与异养菌的竞争中处于劣势,因而此区域硝化细菌所占比例很低,氨氮在此区域转化较少.随着水流的上升,有机基质减少,异养菌因营养缺乏而减少,硝化细菌逐渐成为优势菌属.氨氮的氧化主要发生在反应器 0.3~0.9 m 处,其中 0.3~0.6 m 亚硝氮显著增加,而硝氮增量很少,且 pH 从 7.95 很快降至 7.49,说明此段短程硝化作用明显,亚硝酸菌占主导地位.随着水流继续上升,在 0.9 m 处亚硝氮质量浓度累积达 21.92 mg/L,而硝氮在此

段由 1.6 mg/L 大幅增加至 10.6 mg/L, 原因是随着氨氮的氧化, 氨氮质量浓度大幅减少, 水中碱度被消耗, pH 降低 (< 7.5), 导致 FA 降低, 不能有效抑制硝酸菌的生长, 从图 6 中可以看出, 此段硝氮的质量浓度增率大于亚硝氮. 为了避免积累的亚硝氮转化为硝氮, 在反应器中保留一定量的氨氮和维持较高 pH, 将反应控制在亚硝化阶段, 可行性较强, 同时可为后续厌氧氨氧化反应器提供合适比例的基质.

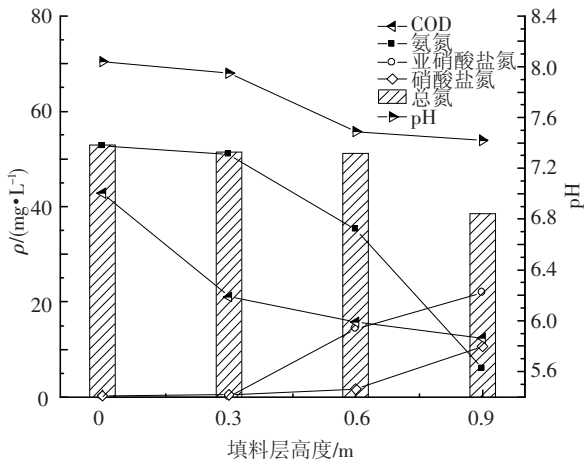


图 6 UBAF 中氮化合物及 COD 质量浓度、pH 沿水流方向的变化 (第 29 天)

好氧生物滤池中沿水流方向各高度混合不均, 即使在同一高度, 由于滤料的疏密程度不同, 也存在好氧及缺氧区. 正是由于系统中好氧及缺氧大环境的同时存在, 使得同步硝化反硝化 (SND) 或者同步亚硝化厌氧氨氧化 (CANON) 可能发生^[14]. 从微环境理论来说, 由于氧扩散的限制, 在填料或生物膜内产生溶解氧梯度, 填料或生物膜的外表面溶解氧质量浓度高, 以好氧菌为主; 深入填料内部, 氧传递受阻且外部氧的消耗产生缺氧区, 反硝化菌或厌氧氨氧化菌就可能占优势. 从图 6 可见, 反应器末段 0.6~0.9 m 处总氮质量浓度较前端 0~0.6 m 处大幅减少, 说明此段发生一定程度的 SND^[16-17] 或 CANON^[18]. 另外, 经过高负荷生物滤池和 UBAF 反应器前端滤料对 COD 的降解, 污水中剩余有机碳源已经很少且大部分是难降解物质, 此段异养反硝化菌很少, 而且硝氮质量浓度大幅增加, 基本排除自养反硝化菌存在的可能, 由此推断此段可能存在一定数量厌氧氨氧化菌, 但是由于水中 DO 很高加上基质质量浓度的限制, 厌氧氨氧化菌活性不高, 总氮去除率为 24.8%. 图 7 为启动阶段 (35 d) 后稳定运行第 29 天时 UBAF 反应器 0.9 m 处取样口微生物样品的 FISH 叠加图, 其中显示出 Cy3 染料标记

的探针 Amx820、FITC 染料标记的探针 EUB338 及其他菌种, 更加验证了反应器末段存在一定数量的厌氧氨氧化菌.

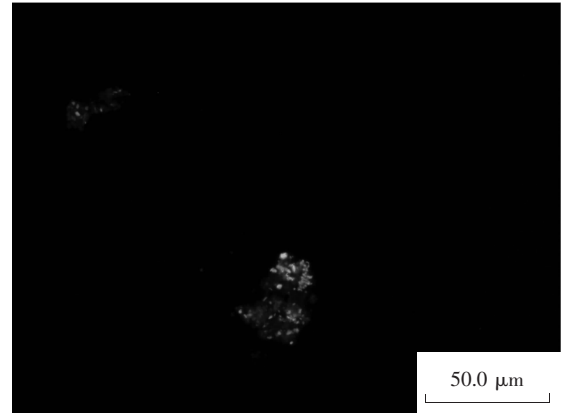


图 7 UBAF 微生物的荧光原位杂交图像

3 结 论

1) 采用上向流高负荷生物滤池处理生活污水能够获得稳定的低 COD、高氨氮的二级出水, 出水 COD 质量浓度低于 70 mg/L, 出水氨氮平均质量浓度为 47.26 mg/L, 氨氮平均保留率高达 86.65%, 出水亚硝氮和硝氮平均质量浓度均小于 0.40 mg/L.

2) UBAF 在水温 30~33 °C、DO 2.5~3.0 mg/L、进水 pH 7.8~8.1 条件下, 氨氮平均转化率为 84.58%, 出水亚硝氮平均质量浓度达 23.01 mg/L. 亚硝化反应主要发生在反应器中末段, 同时出现一定程度的同步亚硝化厌氧氨氧化现象. FISH 检测证明存在一定数量的厌氧氨氧化菌.

参 考 文 献

- [1] JETTEN M S M. New pathways for ammonia conversion in soil and aquatic systems [J]. *Plant and Soil*, 2001, 230(1): 9-19.
- [2] JOANNA S G, ANDREJ C, KOMELIUSZ M. Nitrogen removal from wastewater with high ammonia nitrogen concentration via shorter nitrification and denitrification [J]. *Water Sci Technol*, 1997, 36(10): 73-78.
- [3] ANTHONISEN A C, LOEHR R C, PRAKASAM T B S. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid [J]. *Journal Water Pollution Control Federation*, 1976, 48(5): 835-852.
- [4] LAANBROEK H J, BODELIER P L E, GERARDS S. Oxygen consumption kinetics of *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter hamburgensis* grown in mixed continuous cultures at different oxygen concentrations [J]. *Arch Microbiol*, 1994, 161: 156-162.

- [5] BLACKBUME R, YUAN Z G, KELLER J. Demonstration of nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater[J]. *Water Res*, 2008, 42(8/9): 2166 - 2176.
- [6] LAW Y Y, LANT P, YUAN Z G. The effect of pH on N_2O production under aerobic con-ditions in a partial nitritionsystem [J]. *Water Res*, 2011, 45 (18): 5934 - 5944.
- [7] AMANN R I, KRUMHOLZ L, STAHL D A. Fluorescent-oligonucleotide probing of whole cells for determinative, phylogenetic and environmental studies in microbiology [J]. *J Bacteriol*, 1990, 172(2): 762 - 770.
- [8] DYREBORG S, ARVIN E. Inhibition of nitrification by creosote contaminated water[J]. *Water Res*, 2005, 29: 1603 - 1606.
- [9] KEISOKE H. Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended-growth reactor [J]. *Water Res*, 1990, 24 (3): 297 - 301.
- [10] GUO Jingbo, ZHANG Lanhe, CHEN Wei, *et al.* The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures [J]. *Bioresource Technol*, 2013, 133: 59 - 67.
- [11] 李思敏, 刘强, 秦卫峰, 等. 上向流曝气生物滤池去除氨氮效果及影响因素分析[J]. *中国给水排水*, 2009, 25(3): 102 - 104.
- [12] 尚会来, 彭永臻, 张静蓉, 等. 温度对短程硝化反硝化的影响 [J]. *环境科学学报*, 2009, 29 (3): 516 - 520.
- [13] LAANBROEK H J, GERARDS S. Competition for limiting amounts of oxygen between *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter winogradskyi* grown in mixed continuous cultures[J]. *Arch Microbiology*, 1993, 159 (5): 453 - 459.
- [14] JETTEN M S M, HORN S J, MARK C M. Towards a more sustainable wastewater treat-ment system [J]. *Water Sci Technol*, 1997, 35(9): 171 - 180.
- [15] 张少强. 基于微生物隐性生长的嗜热菌污泥减量技术[D]. 长沙: 湖南大学环境科学与工程学院, 2007.
- [16] GUO Jianhua, PENG Yongzhen, YANG Xiong, *et al.* Combination process of limited filamentous bulking and nitrogen removal via nitrite for enhancing nitrogen removal and reducing aeration requirements [J]. *Chemosphere*, 2013, 91(1): 68 - 75.
- [17] KULKAMI P M. Effect of shock and mixed loading on the performance of SND based sequencing batch reactors (SBR) degrading nitrophenols[J]. *Water Res*, 2012, 46(7): 2405 - 2414.
- [18] LIU Tao, LI Dong, ZENG Huiping, *et al.* Biodiversity and quantification of functional bacteria in completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite (CANON) process [J]. *Bioresource Technol*, 2012, 118: 399 - 406.

(编辑 刘 彤)