

污泥水富集硝化菌和强化城市污水低污泥龄硝化

于莉芳, 王圣伟, 郭天赐, 彭党聪

(西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 西安 710055)

摘要:采用西安市邓家村污水处理厂污泥水富集硝化菌(1号反应器内进行),对低污泥龄(6 d)下的模拟城市污水处理系统(2号反应器内进行)进行生物添加,比较了添加前后城市污水处理系统的硝化效果及其活性污泥特性,考察了利用污泥水富集硝化菌并进行生物添加强化硝化的可行性.结果表明,1号反应器的活性污泥的最大氨氧化速率可达 $81.4 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$;添加进行后,2号反应器的出水氨氮浓度以 $0.992 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$ ($R^2 = 0.903$)的速度呈线性下降,添加稳定后的2号反应器内活性污泥的最大氨氧化速率为添加前的2.36倍;添加停止后,出水氨氮浓度以 $1.956 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$ ($R^2 = 0.999$)速率上升,但在添加停止34 d后因添加所引起的硝化能力并未完全消失;虽然在添加初期,2号反应器内的原生动物数量与种类以及SVI值都明显增加,但在添加稳定后,基本恢复至添加前的状态.

关键词:污泥水;硝化菌富集;低污泥龄;生物添加;强化硝化

中图分类号:X703.1 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2008)02-0332-06

Nitrifiers Accumulation with Reject Water and Bio-augmentation for Nitrification of Sewage at Short SRT

YU Li-fang, WANG Sheng-wei, GUO Tian-ci, PENG Dang-cong

(School of Environmental & Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China)

Abstract: Sequencing batch reactor, treating simulated municipal wastewater for N removal and operated at near the minimum SRT (solids retention time) for nitrification (in reactor 2), was seeded daily with nitrifying biomass accumulated with reject water (in reactor 1) came from Xi'an Dengjiacun wastewater treatment plant. Comparison of the nitrification ability, the characteristics of the activated sludge before seeding and after seeding was made. The experiment result shows that, the maximum nitrification rate of the activated sludge in the reactor 1 reached $81.4 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$. The effluent concentration of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ of the reactor 2 decreased at a rate of $0.992 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$ ($R^2 = 0.903$), and the maximum nitrification rate increased 1.36 times. Once seeding was terminated, the effluent concentration of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ increased at a rate of $1.956 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$ ($R^2 = 0.999$), and nitrification caused by seeding was not completely disappeared after seeding was stopped for 34 d. The amount and varieties of protozoa and the value of SVI in the reactor seeded with nitrifiers increased during the initial time of seeding, but were recovered when the reactor 2 reached stable state.

Key words: reject water; nitrifiers accumulation; short SRT; bio-augmentation; nitrification enhancement

在城市污水处理中,由于硝化菌生长缓慢,需要较长的污泥龄,而生物除磷主要是通过排放聚磷菌而达到去除目的,需要短污泥龄,因此污泥龄之争是生物脱氮除磷的两大矛盾之一,这一矛盾在冬季温度较低时尤为明显.目前在脱氮除磷污水处理厂是根据硝化系统所需泥龄来进行设计的,因此如何实现低污泥龄硝化是解决问题的关键.采用生物添加强化硝化可以提高硝化菌在脱氮系统污泥中的份额,能实现在低污泥龄下的高效硝化^[1, 2],是解决这一问题的有效方法之一.

而在污泥厌氧消化过程中会产生含有高浓度氨氮、低C/N比的污泥水(污泥水水量为污水处理厂进水量的1%~3%,但是氮的负荷占总负荷的15%~25%^[1, 3~11]),我国目前已经建成或正在修建的城市污水处理厂均采用将其回流至进水口进行再处理的方法,使得处理系统的实际氮负荷高于设计负荷.

如果采用污泥水富集硝化菌并对城市污水处理系统进行生物添加,就可以达到降低氮负荷和增加活性污泥系统中硝化菌份额,缩短硝化时间,可以减少系统中好氧区的池容、增加系统的缺氧区和厌氧区的池容,从而提高污水处理厂的生物脱氮除磷效率.

目前有关污泥水富集硝化菌进行生物添加强化硝化的研究较少,仅在荷兰、瑞典、加拿大等国家进行了一些相关研究^[1, 3~11],但是国内尚未见相关报道.试验采用西安市邓家村污水处理厂污泥水富集硝化菌,并对低污泥龄下的模拟城市污水处理系统进行添加,比较了添加前后模拟城市污水处理系统的硝化效果及其活性污泥特性.

收稿日期:2007-08-06; 修订日期:2007-09-10

基金项目:国家高技术研究发展计划(863)项目(2006AA06Z335)

作者简介:于莉芳(1981~),女,博士研究生,主要研究方向为水污染控制工程, E-mail: yulifang81@163.com

1 材料与方 法

1.1 试验装置系统

试验装置系统见图 1. 试验包括 2 个反应器, 材料均为有机玻璃, 1 号反应器用作处理污泥水, 富集硝化菌; 2 号反应器用于处理模拟城市污水.

1 号反应器内径为 20 cm, 高 45 cm, 有效容积为 5 L. 反应器壁为双层, 中间为厚 1 cm 的水浴加热层, 用于控制反应器温度. 添加期间 1 号反应器的试验条件为: 温度为 30℃, HRT 为 30 h, SRT 为 6.5 d. 每天循环 4 个周期, 每周期进水量为 1 L, 循环时间为 6 h, 其中包括: 进水 2 min, 好氧曝气 268 min, 沉淀 75 min, 排水 5 min, 闲置 10 min.

2 号反应器内径为 20 cm, 高 25 cm, 有效容积为 4 L. 试验条件为: 温度 20℃, HRT 8 h, SRT 6 d. 每天循环 6 个周期, 每周期进水量 2 L, 循环时间 4 h(进水 2 min, 缺氧搅拌 88 min, 好氧曝气 90 min, 沉淀 45 min, 排水 5 min, 闲置 10 min).

考虑到后续实验的需要, 使用的 1 号反应器容积比较大, 而在实际污水处理中, 用于污泥水处理的池容仅需要污水处理池容的 7.5%.

1.2 试验用污泥水和人工配水水质

1 号反应器进水为污泥水, 污泥水为西安市邓家村污水处理厂污泥厌氧消化池排出的上清液. 试验期间消化池进料为初沉污泥与二沉池剩余污泥. 表 1 是试验期间污泥水的水质参数.

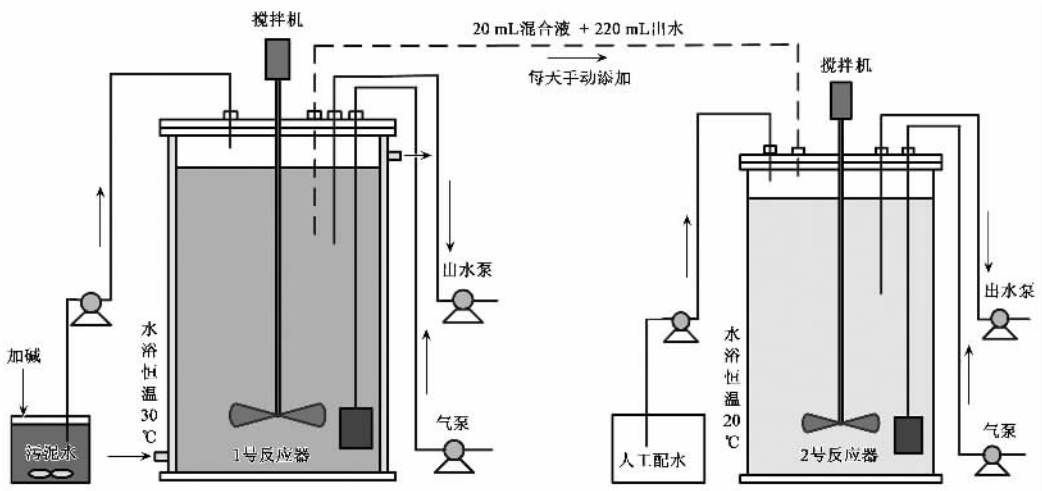


图 1 试验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of experiment device

表 1 污泥水的水质/mg·L⁻¹
Table 1 Reject water quality/mg·L⁻¹

pH	碱度(以 CaCO ₃ 计)	SS	VSS	NH ₄ ⁺ -N	TKN	TCOD	SCOD	PO ₄ ³⁻ -P	TP
7.10	3 201	2 395	1 319	632	830	1 453	400	39	92

2 号反应器进水为人工配水, 人工配水的组成成分如下: 葡萄糖(以 COD 计) 300 mg/L; NH₄Cl(以 N 计) 50 mg/L; KH₂PO₄(以 P 计) 7 mg/L; 微量元素溶液 1 mL/L(废水). 微量元素溶液用蒸馏水配制, 其中包含的组分为: EDTA 50 mg/L; ZnSO₄·7H₂O 5 mg/L; MnCl₂·4H₂O 5.06 mg/L; FeSO₄·7H₂O 4.99 mg/L; (NH₄)₆Mo₇O₂₄·4H₂O 1.1 mg/L; CuSO₄·5H₂O 1.57 mg/L; CuSO₄·5H₂O 1.61 mg/L.

1.3 试验启动及运行

2 个反应器的接种污泥均取自西安市邓家村污

水处理厂 A²/O 系统的好氧段. 1 号反应器从 2006-06-28 开始运行, 在添加前已稳定运行 186 d(最初 142 d 以 A/O 比为 1/5 运行).

2 号反应器共运行 122 d. 从 2006-12-22 开始运行, 最初单独运行 14 d, 并达到出水水质稳定; 从 2007-01-05 开始进行添加, 每天由 1 号反应器取 20 mL 混合液及 220 mL 出水(共 240 mL, 为 2 号反应器进水量的 2%)投加至 2 号反应器. 在每天 2 号反应器的第 6 个周期进水完毕, 1 号反应器第 3 阶段好氧末端(1 号反应器的排泥时间)进行, 2 号反应器排泥在每天第 5 个周期的好氧末端, 添加持续 71 d;

从 2007-03-18 开始停止添加,至 2007-04-23 因反应器温度失控而停止试验.

1.4 分析项目及方法

COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、TKN、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 、碱度、MLSS 和 MLVSS 按标准方法测定. DO、pH、ORP 采用 HANNA 溶解氧仪、pH/ORP 测定仪测定.

2 个反应器活性污泥的氨氧化速率、亚硝酸氧化速率的测定采用间歇实验法. 氨氧化速率检测氨氮消耗速率,亚硝酸氧化速率检测硝酸盐氮生成速率. 实验温度均为 20℃.

2 结果与讨论

2.1 污泥水富集硝化菌

1 号反应器出水水质参数的平均浓度和污泥性质见表 2. 由表 2 可见,1 号反应器平均进水氨氮浓度为 632 mg/L,氨氮去除率基本在 98% 以上. 在稳定状态下的活性污泥的最大氨氧化速率(以 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 计)为 81.4 $\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{h})$,最大亚硝酸盐氧化速率(以 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 计)43.5 $\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{h})$. 由于添加期间正处于冬季,污水处理厂消化池没有采取加热措施,消化池温度较低,污泥消化不完全,进水中含有较多的有机物,导致 1 号反应器污泥浓度高,平均 MLVSS 浓度达到 6.1 g/L.

表 2 生物添加过程中 1 号反应器的出水水质/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

Table 2 Water quality of effluent of reactor 1 during bioaugmentation/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	TKN	$\text{NO}_2^- - \text{N}$	$\text{NO}_3^- - \text{N}$	TCOD	SCOD
8	23	0	476	345	160

1 号反应器中氨氧化菌含量计算根据公式:

$$X_A^S = \frac{\theta_X \left[\frac{Y(N_0 - N)}{1 + b\theta_X} \right]}$$

30℃ 下,氨氧化菌的衰减系数 b 取 0.23^[12]; 根据 Abeysinghe 所提出的产率系数 Y 不随温度变化而变化,取 0.24^[13]. 计算中采用的假设系数及计算结果见表 3.

2.2 硝化菌强化硝化

2.2.1 对 SCOD 浓度的影响

2 号反应器在整个实验期间的出水 SCOD 的浓度变化示于图 2. 由于在添加过程中,同时由 1 号反应器向 2 号反应器中加入了 20 mL 混合液(好氧末段)和 220 mL 出水,实际上相当于总共加入了 240 mL 1 号反应器出水,而 1 号反应器的出水中含有较高难降解的 COD,所以 2 号反应器的 COD 负荷在添

加期间有所提高. 但是由图 2 可见,在添加以后,2 号反应器的 COD 反而略有下降,这可能是由于 2 个反应器内的微生物组成不一致,添加后,2 号反应器微生物种类增加,产生了协同效应.

表 3 添加期间 1 号反应器内活性污泥的硝化性能及相关计算

Table 3 Summary of nitrifying seed characteristics and relative calculations during bioaugmentation

参数	数值
温度/℃	30
污泥龄 θ_X/d	6.5
进水量 $Q_i/\text{L} \cdot \text{d}^{-1}$	4
进水氨氮 $\text{N}_0/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	640
出水氨氮 $\text{N}/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	8
MLVSS/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	6.1
最大氨氧化速率/ $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$	81.4
氨氧化菌衰减系数 b/d^{-1}	0.23
氨氧化菌产率系数 $Y(\text{硝化菌}/\text{N})$	0.24
氨氧化菌浓度 $X_A^S(\text{以硝化菌计})/\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	0.32
氨氧化菌浓度 $X_A^S(\text{硝化菌}/\text{VSS})/\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	52.5
最大比氨氧化速率 $[\text{NH}_4^+ - \text{N}/(\text{VSS} \cdot \text{时间})]/\text{mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$	13.3
最大比氨氧化速率 $[\text{NH}_4^+ - \text{N}/(\text{硝化菌} \cdot \text{时间})]/\text{mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$	253.3

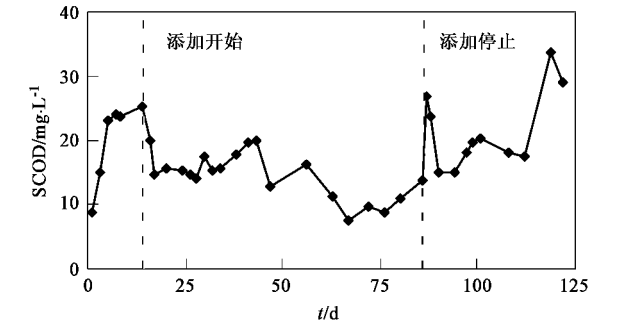


图 2 2 号反应器出水 SCOD 历时变化
Fig.2 Effluent SCOD profiles of reactor 2 during experiment

2.2.2 对氮组分及浓度的影响

图 3 为实验期间 2 号反应器出水中氮组分的历时变化. 从中可见,实验刚开始时,出水氨氮浓度呈线性增加,这是因为反应器的污泥取自西安市邓家村污水处理厂,污泥最初具有硝化能力,而实验中污泥龄仅为 6 d,所以污泥中硝化菌逐渐流失,硝化能力逐渐降低. 第 7 d 以后至添加前出水氨氮浓度基本稳定在 27 mg/L 左右,第 15 d 开始添加,添加后出水氨氮浓度以 0.992 $\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{d})$ ($R^2 = 0.903$) 的速率呈线性下降,在添加 20 d 后降至 5 mg/L 以下,之后氨氮浓度下降速度逐渐变缓,并最终降至用纳氏试剂分光光度法未能检出的范围. 在添加停止后,氨氮出水浓度并没有立即上升,而是在添加停止第 4 d 开

始以 $1.956 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$ ($R^2 = 0.999$) 的速率呈线性增加,并在添加停止 10 d 后出水氨氮浓度升至 $15 \text{ mg}/\text{L}$ 左右.添加停止时出水氨氮浓度的上升速率约为添加开始时下降速率的 2 倍,这是由于部分添加的硝化菌随出水流失及被原生动物捕食或者 2 个反应器微生态环境的差异导致硝化菌的衰减等引起的.

出水亚硝氮浓度在添加前的稳定阶段在 $2 \text{ mg}/\text{L}$ 左右,添加开始后,亚硝氮浓度逐渐增加,在添加后的第 20 d 后稳定在 $7 \text{ mg}/\text{L}$ 左右,并在出水氨氮浓度降至 $1 \text{ mg}/\text{L}$ 以后开始逐渐降低,直至出水氨氮浓度降至纳氏分光光度法检测限以下,亚硝氮浓度稳定在 $3.5 \text{ mg}/\text{L}$ 左右.在添加停止后,亚硝氮浓度逐渐降低,并稳定在 $2 \text{ mg}/\text{L}$ 左右.

出水硝氮浓度在添加前稳定在 $2.5 \text{ mg}/\text{L}$ 左右,添加开始后,硝氮浓度一直缓慢增加,直至出水氨氮浓度降至纳氏分光光度法检测限以下,出水硝氮浓度达到 $10 \text{ mg}/\text{L}$;在添加终止以后,出水硝氮浓度并没有出现下降,仍然稳定在 $10 \text{ mg}/\text{L}$ 左右.

由图 3 可以看出,添加停止稳定后,出水氨氮浓度比添加前的出水氨氮浓度大约低 $12 \text{ mg}/\text{L}$,而出水硝氮浓度要比添加前高 $8 \text{ mg}/\text{L}$ 左右,这与 Head 等^[12]在低温条件下的硝化菌添加实验结果相近.这说明添加停止后,由于添加所增加的硝化能力并不会立即完全消失,这可能是由于添加的部分硝化菌能够适应 2 号反应器的运行条件,在添加停止后,能继续在 2 号反应器中维持生存.如果能采用分子生物技术检测污泥,就有可能得到更准确的分析.

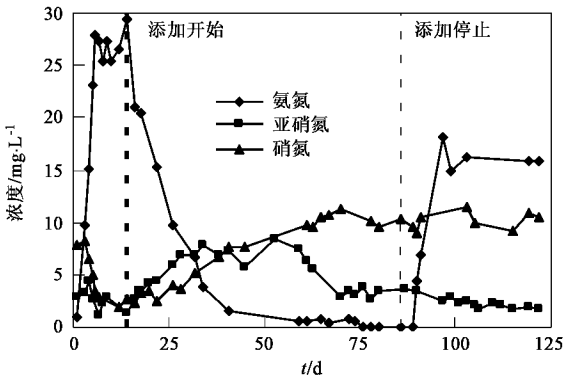


图 3 2 号反应器出水氮组份历时变化

Fig.3 Effluent nitrogen profiles of reactor 2 during experiments

2.3 活性污泥性能

2.3.1 硝化速率

1 号反应器在稳定状态下的活性污泥的最大氨氧化速率(以 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 计)为 $81.4 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$.2 号反应器在添加前的稳定状态下的活性污泥的最大氨氧化

速率(以 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 计)为 $8.44 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$,最大比氨氧化速率为 $3.82 \text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{h})$;添加稳定后,最大氨氧化速率为 $19.98 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$,最大比氨氧化速率为 $8.37 \text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{h})$,分别为添加前的 2.36 和 2.19 倍.添加停止后,最大氨氧化速率(以 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 计)为 $10.57 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$,最大比氨氧化速率为 $4.89 \text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{h})$,分别为添加前的 1.25 和 1.28 倍.

1 号反应器在稳定状态下的活性污泥的最大亚硝酸盐氧化速率(以 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 计)为 $43.5 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$.2 号反应器在添加前的稳定状态下的活性污泥的最大亚硝酸盐氧化速率(以 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 计)为 $5.76 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$,最大比亚硝酸盐氧化速率为 $2.61 \text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{h})$;添加稳定后,最大亚硝酸盐氧化速率(以 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 计)为 $8.34 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$,最大比亚硝酸盐氧化速率为 $3.86 \text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{h})$.添加停止后,最大亚硝酸盐氧化速率(以 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 计)为 $7.85 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$,最大比亚硝酸盐氧化速率为 $3.63 \text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{h})$.虽然添加后亚硝酸盐氧化速率有所增加,但是由于 2 个反应器内的亚硝氮浓度相差很大,2 个反应器内的亚硝酸盐氧化菌种类不一样,在 1 号反应器内亚硝酸氧化菌是 *Nitrobacter* 占主导地位,在 2 号反应器内亚硝酸氧化菌是 *Nitrospira* 份额较大^[14-18],所以引起增加的原因有可能是因为添加了亚硝酸盐氧化菌,也有可能是因为主反应器中氨氮氧化成亚硝酸盐的量增加,从而使亚硝酸盐氧化菌含量增加,尚需要进一步的试验验证.

2.3.2 原生动物

2 号反应器在添加前活性污泥中的原生动物数量与种类较少,仅有个别钟虫,而且个体较小,活性差;在生物添加初期,活性污泥中原生动物数量与种类明显增多,出现大量钟虫、累枝虫和少量轮虫,且系统中原生动物非常活跃,但是在添加后第 6 d 开始发现,原生动物数量与种类逐渐减少,活性逐渐变差,但是数量较添加前多.图 4 依次为 2 号反应器在添加前、添加第 4 d 和添加稳定后的污泥照片.

2.3.3 MLSS、MLVSS 及 SVI

表 4 为 2 号反应器在 3 个阶段的稳定状态下 MLSS、MLVSS 及 MLVSS/MLSS 的平均值.由表 4 可以看出,MLVSS/MLSS 值在添加稳定期间要低于添加前和添加停止后,这是由于 1 号反应器活性污泥中无机物的含量高,MLVSS/MLSS 值平均为 0.56,远低于 2 号反应器添加前的 MLVSS/MLSS 值 0.87;另外,添加稳定期间的 MLSS 和 MLVSS 浓度比添加前分别

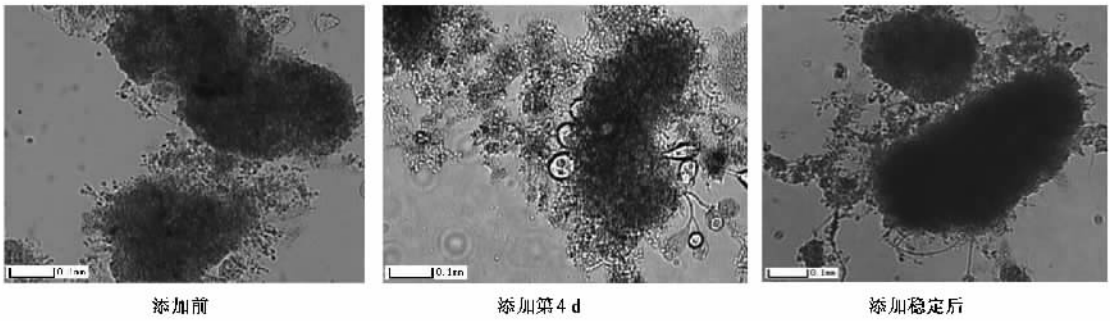


图 4 污泥照片
Fig.4 Microscopic picture

增加 14.6% 和 11.3%，这可能是由于添加期间为冬季，污水处理厂消化池没有采取加热措施，消化池温度较低，污泥消化不完全，进水中含有较多的有机物，导致 1 号反应器污泥浓度高，因此在添加后，2 号反应器的污泥浓度有较大的提高。根据前期的污泥水处理试验结果，在消化池运行正常时，或者 1 号反应器采用 A/O 工艺都能大幅度降低 1 号反应器 MLSS 和 MLVSS 浓度，1 号反应器在采用 A/O 比为 1/5 的条件下运行时，MLVSS 为 2.8 g/L^[19]，从而在添加时降低 2 号反应器 MLSS 和 MLVSS 浓度的增加幅度。

表 4 2 号反应器在 3 个阶段的稳定状态下 MLSS、MLVSS 及 MLVSS/MLSS 的平均值

Table 4 Average value of MLSS, MLVSS and MLVSS/MLSS in the reactor 2 during the three stage			
项目	添加前	添加期间	添加停止
MLVSS/g·L ⁻¹	2.209	2.606	2.276
MLSS/g·L ⁻¹	1.900	2.161	1.988
MLVSS/MLSS	0.86	0.83	0.87

图 5 为 2 号反应器出水亚硝氮浓度与 SVI 在整个试验过程中的变化情况，从中可见，SVI 在添加后明显增加，但在添加稳定后，SVI 值恢复到添加前。这在污泥照片(图 4)中也可以看出，添加后污泥絮体变松散，引起 SVI 在硝化菌添加初期增高的原因可能是由于添加初期，2 号反应器中氨氧化菌增加的速度要高于亚硝酸盐氧化菌，因此亚硝酸盐浓度出现一定程度的积累，而 SVI 值随之增加；随着添加的进行，亚硝酸盐浓度逐渐降低并最终稳定在 2 mg/L，SVI 值也几乎与之同步下降并稳定在 80 mL/g。在短程硝化反硝化研究中也有类似的报道^[20, 21]。

3 结论

(1) 在硝化菌添加的初期，2 号反应器中的原生动物的种类、数量和活性(尤其以钟虫、累枝虫和轮

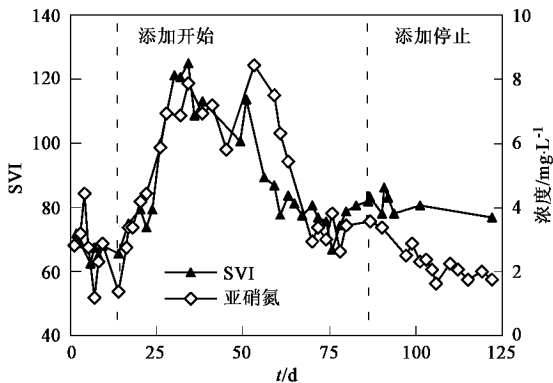


图 5 2 号反应器出水亚硝氮浓度与 SVI 值历时变化
Fig.5 Effluent nitrite concentration and SVI profiles of reactor 2 during experiment

虫最为明显)迅速增加，随后又逐渐减少，并在添加稳定时仍比添加前略有增加。

(2) 在添加初期，由于亚硝酸盐的积累，SVI 值会随之增加，但随着添加的进行，亚硝氮浓度逐渐下降，SVI 值也随之下降；在添加稳定后，SVI 值在 80 mL/g 左右。

(3) 添加期间，1 号反应器活性污泥的平均氨氧化速率 81.4 mg/(L·h)；2 号反应器在添加前的稳定状态下活性污泥的平均氨氧化速率为 8.44 mg/(L·h)；添加稳定后，平均氨氧化速率为 19.98 mg/(L·h)；停止添加后，平均氨氧化速率为 10.57 mg/(L·h)。

(4) 2 号反应器的出水氨氮浓度在添加前的稳定阶段平均为 27 mg/L；在添加后逐渐降低，在添加后的第 24 d 后降至 2 mg/L 以下；在添加停止后，氨氮出水浓度并没有立即上升，而是在添加停止第 4 d 开始逐渐增加，并在添加停止 10 d 后出水氨氮浓度升至 15 mg/L 左右，因添加所增加的硝化能力并未完全消失。

参考文献:

[1] Berends D, Salem S, van der Roest H, *et al.* Boosting nitrification with the BABE technology [J]. *Wat Sci Tech*, 2005, **52**(4): 63-70.

[2] Rittmann B. How input active biomass affects sludge age and process stability [J]. *J Envir Engrg*, ASCE, 1996, **122**(1): 4-8.

[3] 赵义, 郝晓地, 朱景义. 侧流富集/主流强化硝化(BABE)升级工艺[J]. *中国给水排水*, 2006, **22**(2): 5-8.

[4] Kos P. Short SRT (solids retention time) nitrification process/flowsheet [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, **38**(1): 23-29.

[5] Salem S, Berends D, Heijnen J. Model-based evaluation of a new upgrading concept for N-removal [J]. *Wat Sci Tech*, 2002, **45**(6): 169-176.

[6] Salem S, Berends D, van der Roest H. Full-scale application of the BABE technology [J]. *Wat Sci Tech*, 2004, **50**(7): 87-96.

[7] Salem S, Berends D, Heijnen J. Bio-augmentation by nitrification with return sludge [J]. *Wat Res*, 2003, **37**(8): 1794-1804.

[8] Janus H, van der Roest H. Don't reject the idea of treating reject water [J]. *Wat Sci Tech*, 1997, **35**(10): 27-34.

[9] Plaza E, Trela J, Hultman B. Impact of seeding with nitrifying bacteria on nitrification process efficiency [J]. *Wat Sci Tech*, 2001, **43**(1): 155-164.

[10] Ali M, Marquez C, Fillos J, *et al.* Nitrification of centrate from dewatering of anaerobically digested sludge [J]. *IJEP*, 1998, **9**(4): 421-431.

[11] Gil K, Choi E. Nitrogen removal by recycle water nitrification as an attractive alternative for retrofit technologies in municipal wastewater treatment plants [J]. *Wat Sci Tech*, 2004, **49**(5-6): 39-46.

[12] Head M, Melanie A, Oleszkiewicz J. Nitrifying bacteria addition into reactors operating near washout conditions for nitrification [J]. *J Environ Eng Sci*, 2005, **4**(4): 257-264.

[13] Abeyasinghe D, De Silva D, Stahl D. The effectiveness of bioaugmentation in nitrifying systems stressed by a washout condition and cold temperature [J]. *Wat Environ Res*, 2002, **74**(2): 187-199.

[14] Kim D J, Kim S H. Effect of nitrite concentration on the distribution and competition of nitrite-oxidizing bacteria in nitrification reactor systems and their kinetic characteristics [J]. *Wat Res*, 2006, **40**(5): 887-894.

[15] Nogueira R, Melo L F. Competition between *Nitrospira* spp. and *Nitrobacter* spp. in nitrite oxidising bioreactors [J]. *Biotechnol Bioeng*, 2006, **95**(1): 169-175.

[16] Blackburne R, Vadivelu V M, Yuan Z, *et al.* Kinetic characterization of an enriched *Nitrospira* culture with comparison to *Nitrobacter* [J]. *Wat Res*, 2007, **41**(14): 3033-3042.

[17] Vadivelu V M, Yuan Z, Fux C, *et al.* The inhibitory effects of free nitrous acid on the energy generation and growth processes of an enriched nitrobacter culture [J]. *Environ Sci & Technol*, 2006, **40**(14): 4442-4448.

[18] Vadivelu V M, Yuan Z, Fux C, *et al.* Stoichiometric and kinetic characterisation of nitrobacter in mixed culture by decoupling the growth and energy generation processes [J]. *Biotechnol Bioeng*, 2006, **94**(6): 1176-1188.

[19] 于莉芳, 刘小英, 王圣伟, 等. SBR 工艺处理城市污水处理厂污泥水的研究 [J]. *中国给水排水*, 2007, **23**(17): 6-10.

[20] 张小玲, 王志盈, 彭党聪, 等. 低溶解氧下活性污泥法的短程硝化研究 [J]. *中国给水排水*, 2003, **19**(7): 1-4.

[21] 马勇, 王淑莹, 曾薇, 等. A/O 生物脱氮工艺处理生活污水中试(一)短程硝化反硝化的研究 [J]. *环境科学学报*, 2006, **26**(5): 703-709.