

利用好氧硝化颗粒污泥 SBR 处理分离尿液的研究

邹雪¹, 孙飞云^{2*}, 杨成永¹, 李久义¹

(1. 北京交通大学土木建筑工程学院, 北京 100044; 2. 香港大学土木工程系环境工程研究中心, 香港)

摘要: 在不同接种污泥条件下的序批式活性污泥系统 (sequencing batch reactor, SBR) 中, 研究了分离尿液 (source-separated urine, SSU) 的处理情况和污泥特性. 在硝化污泥接种的 SBR 中, 对 SSU 中的可生化降解有机物具有较高的去除效率, 而对其中氨氮的硝化效率很低, 系统中没有出现生物体聚集状态的污泥. 在用实验室内培养的好氧颗粒污泥接种的 SBR 系统中, 对 SSU 不仅有较高的有机物去除效率, 同时还可以有效实现氨氮的硝化过程, 经过约 70 d 的运行之后, 系统中出现了稳定状态的生物聚集体——好氧硝化颗粒污泥, 氨氮容积负荷以氮计算为 $0.5 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. 好氧硝化颗粒污泥具有良好的沉降效果和活性, 颗粒表面聚集着硝化杆菌和球菌. 好氧硝化颗粒污泥的粒径比接种的好氧颗粒污泥的粒径有较明显的减少, 沉降速率却比相同粒径的好氧颗粒污泥有较大的改善. 好氧硝化颗粒污泥对 SSU 中有机物和氨氮的转化效率都在 90% 以上, 有效地保证了反应器中较小生长速率的硝化细菌的数量并实现系统的稳定运行.

关键词: 分离尿液; 好氧硝化颗粒污泥; SBR; 硝化作用

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)09-1987-06

Aerobic Nitrifying Granulation Fed with Source-Separated Urine in Sequencing Batch Reactor

ZOU Xue¹, SUN Fei-yun², YANG Cheng-yong¹, LI Jiu-yi¹

(1. School of Civil Engineering & Architecture, Beijing Jiaotong University, Beijing 100044, China; 2. Environmental Engineering Research Centre, Department of Civil Engineering, The University of Hong Kong, Hong Kong, China)

Abstract Morphological characteristics of aerobic nitrifying granules that were utilized to treat the diluted source-separated urine were investigated in two lab-scale sequencing batch reactors. In the first sequencing batch reactor, which was inoculated with nitrifying bacteria, the COD of effluent was markedly decreased while the nitrification rate was very low. Aerobic nitrifying granules were not appeared in the first bioreactor. In the other SBR system that was inoculated with aerobic granules cultivated in the laboratory, the COD and ammonia in source-separated urine were effectively removed and the removal rate was more than 90%. Under operational condition that influent ammonia volume rate was $0.5 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ for 70 days, the aerobic nitrifying granules were stable in the reactor. Aerobic nitrifying granules have well settleability and metabolize activity, the surface of granules was occupied by nitrifying bacillus and cocci bacteria. Contrast to the inoculating aerobic granules, the diameter of aerobic nitrifying granules dramatically decreased to more than 2 mm and the settle velocity were greater than that of aerobic granules which have the same diameter.

Key words: source-separated urine; aerobic nitrifying granules; SBR; nitrification

人类尿液中的氨氮和总磷分别占到了生活污水处理厂中进水氮负荷和总磷负荷的 80% 和 60% 左右, 而其体积却仅仅只有污水总量的 1% 左右. 如果有效地实现人类尿液分离收集、处理和资源化, 不仅可以减小城市污水处理厂基建费用, 同时也是实现资源可持续利用的有效途径^[1-4].

污泥聚集体反应器 (biomass aggregation bio-reactor) 主要包括好氧颗粒污泥反应器 (aerobic granules reactor)^[5, 6]、生物膜反应器 (biofilm reactor)^[7, 8] 和厌氧颗粒污泥反应器 (anaerobic granules reactor)^[9, 10], 由于这种反应器中能够维持较高的污泥浓度、生物体具有较强的吸附转化能力、良好的沉降性能和稳定性能, 以及稳定实现的泥水分离^[5-10], 已经成为了目前研究的热点和重点.

硝化细菌有 2 种不同的细菌种类组成, 其世代时间较长, 在传统的活性污泥系统中很难维持较高的污泥浓度, 同时, 硝化反应系统中的抗冲击负荷能力也由于硝化细菌的敏感性太强而较低. 分离尿液中含有很高的氨氮浓度, 要实现分离尿液的硝化处理并实现稳定的脱氮处理, 反应器中较高的生物量以及良好的抗冲击负荷能力是很必要的^[11]. 好氧颗粒污泥反应器在处理生活污水和实现同步脱氮的研究中已经有了长足的发展^[5, 6, 12, 13]. 本实验的目的旨在研究好氧颗粒污泥反应器对分离尿液中氨氮的硝化性能, 以期能生成稳定性能和沉降性能良好的

收稿日期: 2006-09-24; 修订日期: 2006-11-17

作者简介: 邹雪 (1982 ~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为废水处理新技术, E-mail: zouxue_001@sina.com

* 通讯联系人, E-mail: feiyun@hkusua.hku.hk

好氧硝化颗粒污泥,并对硝化细菌聚集体的性能和处理效率进行研究.

1 材料与方法

1.1 分离尿液

实验室内的分离尿液主要来自于北京市海淀区某高校内的一个公用厕所,周边有 5 间阶梯教室,同时也有小区内的部分住户使用.使用人数大约为 200 人/d.尿液的基本成分见表 1.本次实验过程中,对收集到的尿液经储存后进行了抽查测定,具体数据为:pH 值为 8.9~9.1,完全水解的尿液氨氮浓度(以 N 计算)为 $(5\,800\pm 400)\text{g}/\text{m}^3$,总 COD 与总氨氮的比值大约为 0.78 ± 0.12 ,尿液中的磷离子含量(以 P 表示)在完全水解之后约为 $80\text{g}/\text{m}^3$.应用于好氧硝化污泥反应器(aerobic nitrifying granules sequence batch reactor, NGSBR)的尿液浓度(以 N 表示,下同)为 $250\text{mg}/\text{L}$,在 SBR 系统周期时间为 6 h 的条件下,进水氨氮容积负荷为 $0.5\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$.硝化过程中需要足量的碱度,而尿液中的碱度显然满足不了完全实现硝化过程的要求,因此在每次配制进水前,向反

应器内投加适量的 $1\text{mol}/\text{L}$ 的 NaHCO_3 溶液以维持生物硝化过程所需要的碱度.

表 1 分离尿液中组分

Table 1 Composition of source-separated urine					
组分	水解前	水解后	组分	水解前	水解后
总磷/ $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	74	54	钙/ $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	180	0
尿素/ $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	7 600	0	镁/ $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	100	0
总氨氮/ $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	480	7 000	总碳/ $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	0	3 900
氨/ $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	0.3	2 200	碱度/ $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	22	490
氨氮/ $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	450	5 100	pH	6.2	9.1

1.2 实验装置

NGSBR₁和 NGSBR₂为 2 个完全相同的序批式活性污泥反应器,由有机玻璃制成.反应器全部放置在温度为 25℃ 的恒温水浴控制箱内.反应器内径为 7 cm,高 100 cm,有效容积 3.3L ,分别用 3 个时间继电器控制进水、曝气、沉淀和排水 4 个阶段.稀释的分离尿液经蠕动泵进入反应器底部;空气经曝气泵产生,并由安装在反应器底部的分布器进入反应器内,DO 维持在 $2.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上.按照 2 个反应器的沉淀时间将反应阶段进行划分,结果见表 2.

表 2 硝化颗粒污泥反应器运行阶段

Table 2 Performance phase of NGSBR								
阶段	反应器编号	进水时间/min	反应时间/min	沉淀时间/min	出水时间/min	起始天数/d	截止天数/d	进水
I	NGSBR ₁	338	338	20	2	1	69	稀释尿液
II	NGSBR ₁	348	348	10	2	70	159	稀释尿液
I	NGSBR ₂	348	348	10	2	1	43	稀释尿液
II	NGSBR ₂	353	353	5	2	44	132	稀释尿液

1.3 接种好氧颗粒污泥

NGSBR₁接种污泥来自于实验室内驯化 6 个月的硝化污泥,氨氮浓度在驯化过程中逐渐增加至 $300\text{mg}/\text{L}$;NGSBR₂的接种污泥为实验室内培养的好氧颗粒污泥^[14].接种污泥浓度分别为 $3.5\text{g}/\text{L}$ 和 $9.2\text{g}/\text{L}$,污泥的 SVI 值分别为 $29\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $34\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$.

1.4 分析方法

反应器内进出水氨氮、硝态氮、亚硝态氮和 COD 分别由纳氏试剂光度法、酚二磺酸光度法、N-(1-萘基)-乙二胺光度法和重铬酸钾氧化法测定.污泥特性如 MLSS、MLVSS 和 SVI 用重量法测定^[15].

颗粒污泥粒径:随即抽取 150 颗颗粒污泥,用测微尺测定颗粒污泥的长度和宽度,然后用 Sauter 公式计算平均粒径.

$$D = \frac{1}{n} \sum (ab^2)^{1/3}$$

式中, D 为平均粒径, a 为颗粒长度, b 为颗粒宽度, n 为随机抽取颗粒粒数.

污泥沉降速率测定:随机取颗粒污泥 200~300 个于高 0.5m 的沉降筒中,根据高度和沉降时间测定污泥沉降速率.

颗粒污泥氨氧化和亚硝酸盐氧化速率:每个三角瓶加入 150mL 模拟废水和 30mL 的颗粒污泥混合液,在 pH 为 7.5 和 25℃ 的条件下,使用磁力搅拌器以 $300\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 的转速进行耗氧速率实验.设置氨氮和亚硝酸初始浓度分别为 $100\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $80\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,每 30 s 测定混合液中的氧气浓度,根据氧气消耗速率来计算出氨氧化速率和亚硝酸氧化速率以确定颗粒污泥的活性.

在反应器内的颗粒污泥持续稳定的条件下采用扫描电镜(Model S-570, Hitachi, JAPAN)观察颗粒污

泥的表面结构^[15].

2 结果与讨论

2.1 好氧硝化颗粒污泥的形成

NGSBR₁ 内反应运行了 159 d, 进水氨氮浓度维持在 250 mg·L⁻¹. 反应开始阶段, 反应器内的污泥量维持在 1.2 g·L⁻¹ 左右, 由于 20 min 的沉淀时间, 反应器内的污泥浓度开始下降. 接种的硝化污泥具有良好的硝化活性, 在反应开始至 30 d 时, 反应器内的氨氮开始向硝态氮转化, 转化效率为 95% 以上 (图 1). 反应器内的 MLSS 在 1.0 g·L⁻¹ 左右, 但没有出现明显的颗粒态; 反应器维持一段时期的稳定硝化效率之后, 由于反应器内的污泥浓度降低至 0.8 g·L⁻¹ 以下, 污泥的硝化效率开始下降, 出水中开始出现亚硝态氮, 最大浓度值约 100 mg·L⁻¹. 由于系统中一直没有出现颗粒态的污泥聚集体, 同时考虑沉淀时间为好氧颗粒污泥形成的主要选择条件^[5], 在反应运行了 69 d 的时候将沉淀时间降低为 10 min, 同时向反应器内投加硝化污泥使其中的 MLSS 达到 1.2 g·L⁻¹, 在此之后反应器内的污泥浓度开始持续下降, 最小 MLSS 值为 0.25 g·L⁻¹, 系统出水中的氮元素在阶段 II 中出现了较显著的变化: 开始阶段出水中的硝态氮渐渐增加, 亚硝态氮渐渐下降, 硝化效率在 85% 左右; 随着反应器内的 MLSS 降低至 0.6 g·L⁻¹, 90 d 时反应器内的硝化效率开始下降, 并在短期内出水氨氮浓度急剧增加, 同时出水中的亚硝态氮开始累积, 之后, 出水中的氮元素主要以亚硝态氮为主, 最大浓度为 120 mg·L⁻¹ 左右. 当反应器内的污泥浓度降低至 0.3 g·L⁻¹ 之后, 系统中的硝化细菌已经不再起硝化作用. 在反应运行的整个时期内, NGSBR₁ 一直没有出现聚集状态的污泥. 说明在硝化污泥接种的分离尿液硝化系统中, 不能培养出活性良好的好氧硝化颗粒污泥.

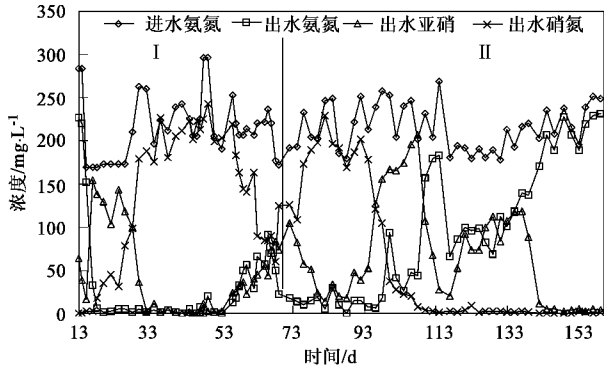


图 1 NGSBR₁ 内氮元素转化情况

Fig.1 Performance of N element in NGSBR₁

NGSBR₂ 运行了 132 d, 分离尿液进水平均氨氮浓度为 250 mg·L⁻¹. 使用实验室内培养的好氧颗粒污泥进行接种, 颗粒污泥粒度分布和沉降速率特征见图 2, 接种后的 NGSBR₂ 内污泥浓度为 1.56 g·L⁻¹, 反应开始阶段沉淀时间为 10 min, 允许最小颗粒沉降速率为 14.4 m·h⁻¹, 接种的颗粒污泥的沉降时间均大于该值, 因此反应开始阶段 MLSS 的变化不大. 接种的好氧颗粒污泥由利用乙酸钠基质培养得到, 颗粒污泥表面和内部均不存在硝化细菌, 因此系统在反应开始阶段对氨氮硝化效率很低. 好氧颗粒污泥主要以可溶性化学需氧量 (soluble chemical oxygen demand, SCOD) 作为生长基质, 分离尿液中可生化降解的 SCOD 为 150 mg·L⁻¹ 左右, COD 容积负荷为 0.3 kg·(m³·d)⁻¹, 远远小于培养颗粒污泥时的负荷, 因此认为实验开始阶段污泥量减少的主要原因是微生物内源代谢造成的. 在较大的水力剪切力作用下, 接种颗粒污泥表面会有分离破裂现象, 在较短的沉淀时间选择作用下被系统淘洗出来. 系统运行了 30 d 左右, 出水中开始出现亚硝态氮, 出水氨氮浓度开始下降, 由于较短的污泥停留时间, 系统出水中的氮元素主要以亚硝态存在, 反应器内开始出现硝化细菌. 反应器内的颗粒污泥在这个过程中变小, 颗粒颜色转化为褐色, 颗粒的沉降速率和粒径分布见图 2, 颗粒粒径开始集中在 2~5 mm 之间, 沉降速率比相同粒径条件下的接种颗粒污泥有所增加. 反应运行 43 d 时, 将系统沉降时间减少至 5 min. 从图 3 可以看出, 出水中亚硝态氮的出现稳定持续了 25 d 左右, 在第 65 d 时, 出水中的亚硝态氮继续增加, 氨氮的硝化效率增加至 90% 以上 (图 3). 反应器内的污泥浓度由于沉淀时间的选择作用有一定的降低 (图 4), MLVSS 保持在 0.5 g·L⁻¹ 左右. 污泥的沉降性能即 SVI₃₀ 比接种颗粒污泥的沉降性能稍差, 原因可能是在较大的曝气速率下颗粒污泥分裂出现的絮体生物和系统中生长出的游离态细菌聚集体造成的. 系统出水开始出现亚硝态氮累积的阶段, 颗粒表面开始被大量的硝化细菌聚集, 此时认为反应器的颗粒污泥为好氧硝化颗粒污泥.

2.2 好氧硝化颗粒污泥的特性

在以稀释分离尿液为基质的序批式活性污泥系统中, 氨氮容积负荷为 0.5 kg/(m³·d) 的条件下, 用实验室内培养的好氧颗粒污泥进行接种, 可以培养出活性良好的活性好氧硝化颗粒污泥 (aerobic nitrifying granules, ANG). 选择系统运行稳定期的 ANG 进行特性分析.

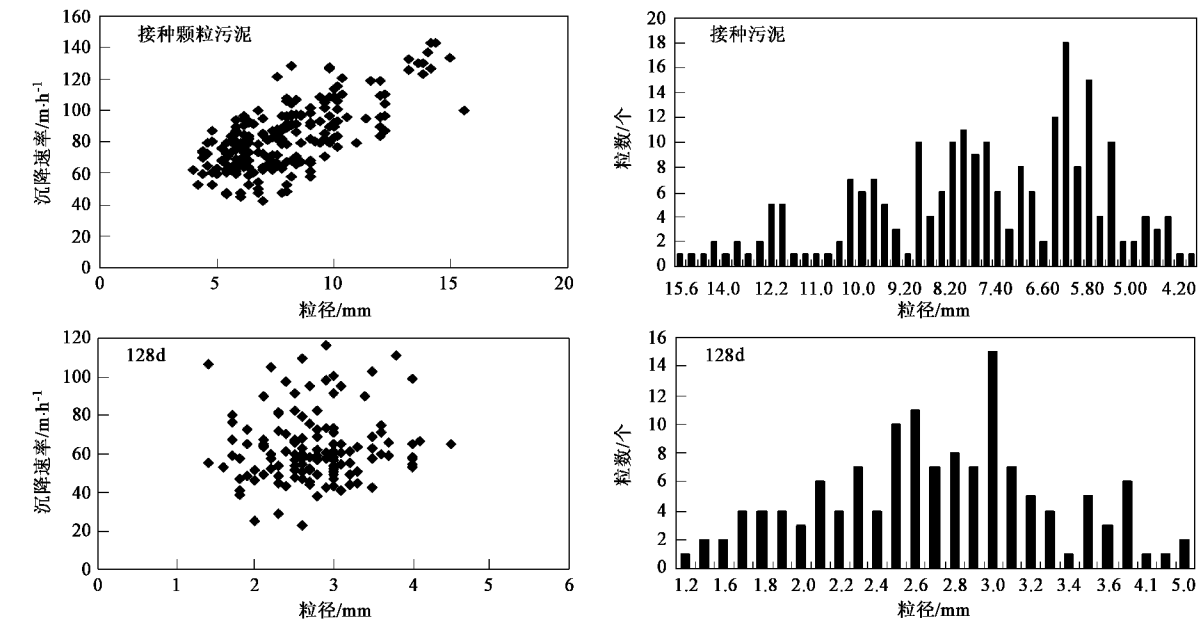


图 2 好氧硝化颗粒污泥沉降速率与粒径转变情况
Fig.2 Conversion of diameter and settlebility of ANG

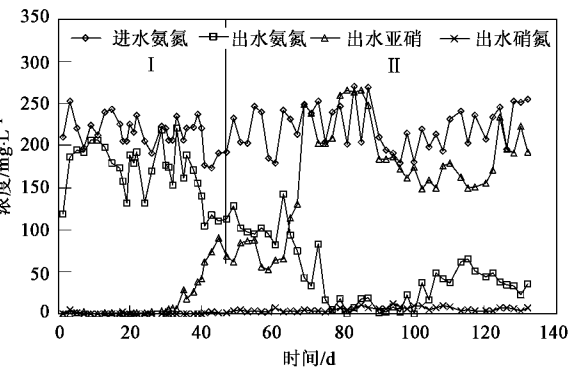


图 3 NGSBR₂ 内氮元素转化情况
Fig.3 Performance of N element in NGSBR₂

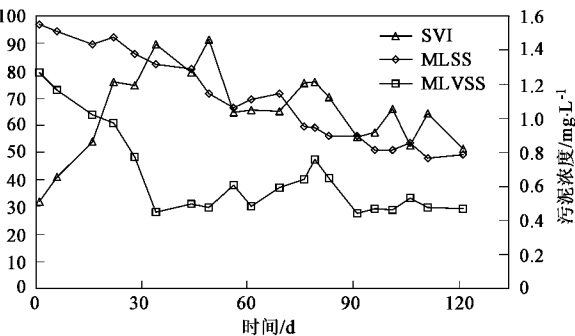


图 4 NGSBR₂ 内的污泥特性
Fig.4 Characteristic of biomass in NGSBR₂

(1) 污泥外观特性 好氧硝化颗粒污泥的大小约 2~5 mm, 颜色为黑褐色, 在较大水力剪切力下,

颗粒没有出现明显的圆形, 颗粒表面光滑, 没有絮状和丝状细菌吸附[图 5(a)]; 颗粒内部没有空洞, 原因可能是较小的颗粒粒径使得颗粒表面和内部存在的溶解氧和基质梯度较小, 颗粒内部不存在基质不足的情况, 细菌没有进入内源代谢阶段.

(2) 性能 以污泥的 SVI_{30} 和污泥沉降速率进行衡量, 结果见图 2 和图 4, 由结果可以看出, ANG 的污泥沉降指数为 $60 \sim 80 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, 该值小于普通的活性污泥絮体, 说明好氧硝化颗粒污泥比活性污泥絮体有良好的沉降性能, 原因①是颗粒聚集良好的疏水性能; ②是与试验中采用的分离尿液基质有关: 分离尿液在水解储存之后, 其中的钙镁离子会在水解过程中发生沉淀反应^[4,16], 在系统运行过程中, 具有良好沉降能力的无机沉淀物质会被留在反应器中, 颗粒表面具有粘性的胞外聚合体会吸附这些无机沉淀物质, 使得系统中的 ANG 具有良好的沉降性能. 实验过程中在第 128 d 对好氧硝化颗粒污泥进行粒度分布和沉降速率的测定(图 2). 结果表明, 好氧硝化颗粒污泥的沉降速率比较大, 与相同粒径的好氧颗粒污泥比较, 其沉降速率要大很多, 这种现象也与颗粒内部吸附的无机沉淀物质有关, 原因是沉淀物质比细菌聚集体有更大的比重. ANG 的粒度主要集中在 2~5 mm 之间, 与接种的好氧颗粒污泥相比, 有很大的降低, 较小粒径的颗粒有助于基质和溶解氧的传递, 非常利于生长速率较慢的 ANG 在系统

中存在。

(3) 颗粒污泥微生物特性 选择系统稳定运行阶段的 ANG 进行 SEM 图像采集,图 5(b)和 5(c)为 ANG 表面微生物情况,颗粒表面以杆菌和球菌为主,为显著的硝化细菌.颗粒表面细菌排列致密,菌体健康,活性很强;杆菌和球菌没有相互聚集生长,这与硝化细菌对生长环境要求苛刻有关.颗粒表面仍存在着较明显的储能物质,原因是稀释分离尿液中存在的可生化降解有机物,会被颗粒物表面和内部的细菌储存下来满足内源代谢阶段的碳源需求.图 5(d)是 ANG 剖面的 SEM 图像,从中可以看出,ANG 内部呈明显的分层情况,外层主要以聚集的硝化细菌为主,Tay 等报道过硝化细菌主要集中在颗粒物的表面以下 $70 \sim 100 \mu\text{m}$ 的表层^[17],本实验的结果也与之相符,但对于硝化颗粒污泥表层和内部细菌分布状况仍需进一步的证实和研究.这个结果也

可以说明 ANG 培养的过程:好氧颗粒污泥在反应开始阶段异养菌主要以分离尿液中的可生化降解碳源和颗粒内部储存的 EPS 作为主要营养物质进行代谢,导致接种颗粒污泥粒径的降低;随着颗粒污泥内部储能物质的减少和系统中高氨氮浓度的培养条件,颗粒表面开始出现硝化细菌,伴随着基质中游离硝化细菌向颗粒表面的附着,细菌表面开始聚集硝化细菌,来抵抗外部沉淀时间等选择条件.可以认为系统稀释分离尿液进水基质中可生化降解有机物的降解主要是反应器中的游离异养细菌完成的,原因是相对于适应能力很强同时比自养硝化细菌生长速率高很多的异养细菌来说,自养硝化细菌更需要附着体来避免被系统选择条件淘洗出反应器^[18];同时,较小的进水 SCOD 浓度也不能满足好氧颗粒污泥表面异养生物储能实现聚集状态的要求,异养细菌只能游离于反应器内进行稀释分离尿液中可生化

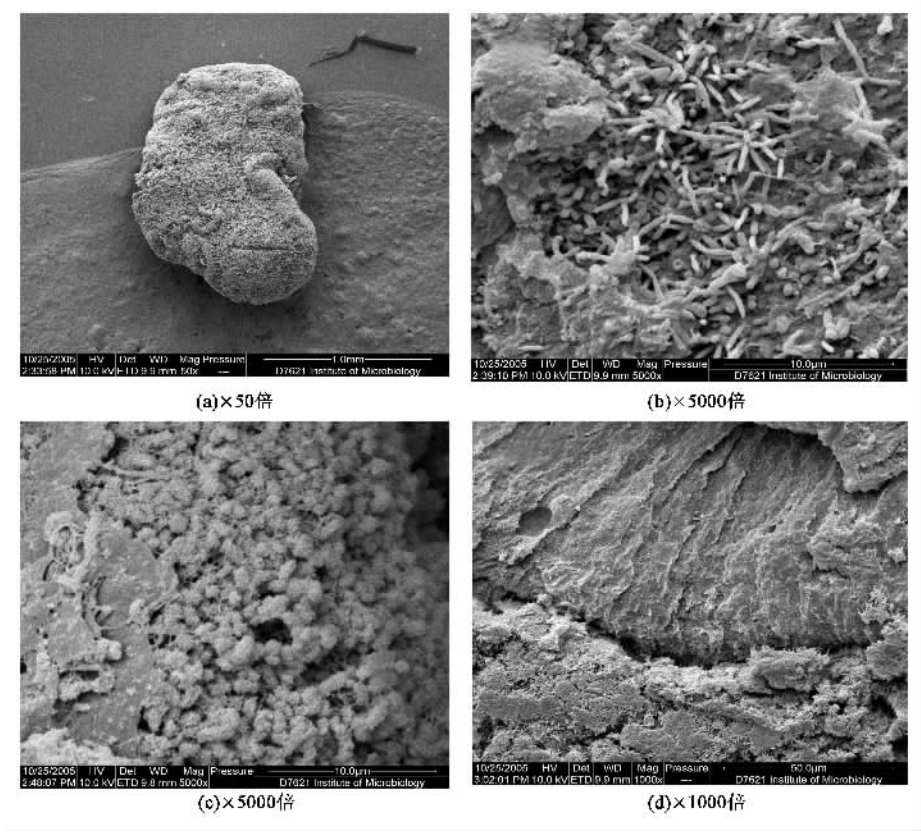


图 5 硝化颗粒污泥的扫描电镜图片
Fig.5 SEM photo of ANG

降解有机物的代谢。

(4) 污泥的硝化性能 ANG 的硝化活性包括颗粒污泥的氨氧化速率和亚硝酸氧化速率,测定颗粒污泥的亚硝酸氧化活性时,其氧气消耗速率很小,认为反应器中不存在硝化细菌.ANG 的氨氧化速率为

$8.09 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$,说明系统中存在着高效完成氨氧化过程的亚硝化细菌。

2.3 好氧硝化颗粒污泥反应器内工作性能
稀释分离尿液中,SCOD/TN 为 0.78 g/g 左右,附着在 ANG 表面的硝化细菌完成对分离尿液中氨氮

的转化并实现其稳定化处理,游离在反应器内的异养细菌则对基质中的可生物降解有机物进行代谢.实验过程中对 2 个反应器内 COD 的去除情况进行测定,结果见图 6、7.可以看出,2 个反应器中的异养细菌表现出相同的 COD 去除情况,在降低系统沉淀时间时,由于系统中污泥量的减少,COD 去除效率有所降低,但随着系统内选择条件下稳定状态的重新构建,又会出现活性比较高的异养细菌实现 COD 的去除.2 个反应器内 COD 的去除效率在实验稳定阶段均在 90% 左右.系统出水色度较低,由于对其中的氨氮进行了有效的稳定处理,出水没有异味.

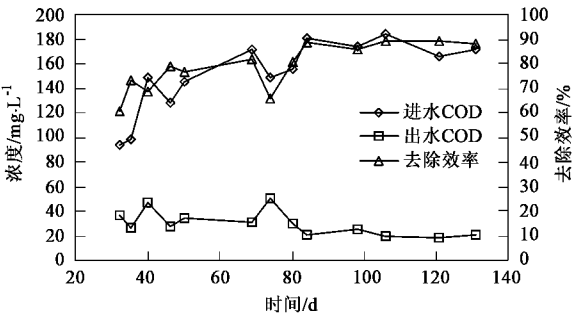


图 6 NGSBR₁ 中 COD 去除效率

Fig.6 Performance of COD removal rate in NGSBR₁

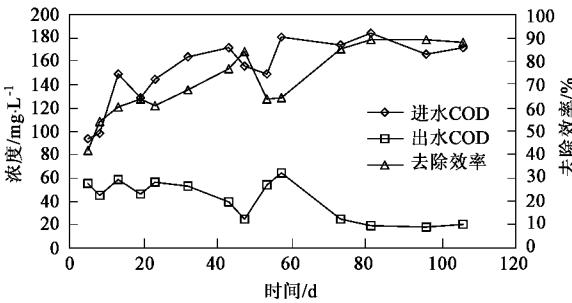


图 7 NGSBR₂ 中 COD 去除效率

Fig.7 Performance of COD removal rate in NGSBR₂

3 结论

(1) 在实验室条件下,采用硝化污泥接种的 SBR 系统,用稀释的分离尿液作为基质,在较小的沉淀时间下不能培养出硝化颗粒污泥.原因是较小沉淀时间的选择压力下,硝化污泥会不能在反应器内累积.相同条件下,使用实验室内培养的好氧颗粒污泥进行接种,SBR 系统在 5 min 的沉淀时间下,使用氨氮浓度为 250 mg•L⁻¹ 的稀释分离尿液可以培养出沉降性能和代谢活性良好的好氧硝化颗粒污泥,污泥粒径较接种的好氧颗粒污泥有较显著的减小.

(2) 好氧硝化颗粒污泥具有良好的污泥沉降性

能,粒径主要集中在 2~5 mm 之间.颗粒表面主要以硝化杆菌和球菌为主;颗粒剖面呈明显的分层,活性的硝化细菌主要集中在颗粒污泥表面.好氧硝化颗粒污泥对稀释了的分离尿液有较好的稳定化处理作用,主要表现在对尿液中氨氮的硝化效率稳定在 90% 左右,对基质中可生物降解的有机物去除效率达到 90% 以上,同时出水不再有异味.

参考文献:

[1] Larsen T A, Gujer W. Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine) [J]. Water Sci Tech, 1996, **34** (3-4): 87~94.

[2] Larsen T A, Gujer W. The concept of sustainable urban water management [J]. Water Sci Tech, 1997, **35** (9): 3~10.

[3] Larsen T A, Gujer W. Waste design and source control lead to flexibility in wastewater management [J]. Water Sci Tech, 2001, **43** (5): 309~318.

[4] Udert K M, Larsen T A, Biebow M, et al. Urea hydrolysis and precipitation dynamics in a urine-collecting system [J]. Wat Res, 2003, **37** (11): 2571~2582.

[5] Beun J J, Hendriks A, van Loosdrecht M C M, et al. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor [J]. Wat Res, 1999, **33** (10): 2283~2290.

[6] Li J Y, Chen Y, Li J, et al. Morphological and structural characteristics of aerobic granulation [J]. Journal Chemical Technology Biotechnology, 2006, **81**: 823~830.

[7] Heijnen J J, van Loosdrecht M C M, Mulder A, et al. Formation of biofilms in a biofilm airlift suspension reactor [J]. Water Sci Tech, 1992, **26**: 647~654.

[8] Saravanan V, Sreekrishnan T R. Modelling anaerobic biofilm reactors-A review [J]. Journal of Environmental Management, 2006, **81** (1): 1~18.

[9] Lettinga G, Field J, Lier J, et al. Advanced anaerobic wastewater treatment in the near future [J]. Water Sci Tech, 1997, **35** (10): 5~12.

[10] Pevere A, Guibaud G, Hullebusch V E, et al. Viscosity evolution of anaerobic granular sludge [J]. Biochemical Engineering Journal, 2006, **27** (3): 315~322.

[11] de Beer D, van der Heuvel J C, Oftung S P P. Microelectrode measurements in nitrifying aggregates [J]. Appl Environ Microbiol, 1993, **59**: 573~579.

[12] Belen A, Anuska M C, Garrido J M. Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors [J]. Wat Res, 2004, **38** (14-15): 3389~3399.

[13] Tay J H, Liu Q S, Liu Y. Aerobic granulation in sequential sludge blanket reactor [J]. Water Sci Tech, 2002a, **46**(4-5): 13~18.

[14] 张栋华,岳钦艳,王曙光,等.序批式反应器中好氧颗粒污泥特性研究 [J].中国给水排水, 2006, **22**(1): 80~83.

[15] 国家环保局.水和废水监测分析方法[M].北京:中国环境科学出版社,1997.

[16] Udert K M, Larsen T A, Gujer W. Estimating the precipitation potential in urine-collecting systems [J]. Wat Res, 2003, **37**(11): 2667~2677.

[17] Tay J H, Ivanov V, Pan S, et al. Specific layers in aerobically grown microbial granules [J]. Lett Appl Microbiol, 2002b, **34**: 254~257.

[18] 林丰妹,郑平,赵洋阳,等.气提式内循环硝化反应器运行性能的研究 [J]. 生物工程学报, 2002, **18**(4): 492~496.