

# 高碳氮负荷下同时脱氮除碳好氧颗粒污泥研究

赵永贵<sup>1, 2</sup>, 黄钧<sup>1\*</sup>, 杨华<sup>1, 2</sup>

(1. 中国科学院成都生物研究所环境与应用微生物重点实验室, 环境微生物四川省重点实验室, 成都 610041; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

**摘要:**在4 L反应器中,以补加葡萄糖和硫酸铵的猪场废水为基质,不接种活性污泥,加入粉末状活性炭对废水土著微生物进行预固定。通过批次进水并控制运行条件(逐渐提高COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N负荷、缩短沉降时间、提高曝气量)培养同时脱氮除碳好氧颗粒污泥,研究了该好氧颗粒污泥的脱氮除碳功能及对高碳氮负荷冲击的响应。结果表明,成熟好氧颗粒污泥为土黄色不规则球状,粒径为0.5~3.5 mm。COD和NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N负荷分别在4.80~12.6 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>和0.217~0.503 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>时,好氧颗粒污泥对COD的去除率>94%,对NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N的去除率>98%。当COD和NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N负荷分别提高至15.70 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>和0.723 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>并运行4 d后,反应器内絮体激增,颗粒沉降变差并开始破碎,NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N去除率下降至81.6%。排出部分污泥并降低负荷继续运行,颗粒污泥的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N去除率可迅速恢复至98%以上。本研究培养的好氧颗粒污泥具有良好的同时脱氮除碳功能,可以耐受高COD和NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N负荷的双重冲击。

**关键词:**高碳氮负荷; 好氧颗粒污泥; 同时脱氮除碳; 负荷冲击; 猪场废水

中图分类号:X703.1 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2011)11-3405-07

## Aerobic Granular Sludge for Simultaneous COD and Nitrogen Removal at High Carbon and Nitrogen Loading Rates

ZHAO Yong-gui<sup>1, 2</sup>, HUANG Jun<sup>1</sup>, YANG Hua<sup>1, 2</sup>

(1. Key Laboratory of Environmental and Applied Microbiology, Environmental Microbiology Key Laboratory of Sichuan Province, Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract:** In a 4 L reactor, aerobic granular sludge was cultured with piggery wastewater with glucose and ammonium sulfate as the additional carbon and nitrogen sources, respectively. No exotic activated sludge was inoculated, and activated carbon powder was used to immobilize the indigenous microorganisms of wastewater in the set-up period. The reaction was conducted under controlled conditions of progressively increasing COD and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N loading rates, decreasing settlement time, and enhancing aeration. The resulted aerobic granular sludge was capable of simultaneous COD and nitrogen removal. The performance (COD and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N removal efficiencies) and characteristics of aerobic granules at high loading rates were investigated. The mature aerobic granular sludge was brown-yellow, and took an irregular spherical shape with a diameter of 0.5-3.5 mm. Under the COD loading rates of 4.80-12.6 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup> and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N loading rates of 0.217-0.503 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>, the removal efficiencies of COD and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N were greater than 94% and 98%, respectively. When the COD and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N loading rates reached 15.7 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup> and 0.723 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>, respectively, the floc sludge grew quickly, and the granules disaggregated. The removal efficiency of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N decreased to 81.6% in four days. Yet the removal efficiency of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N returned to higher than 98% when the sludge was partially removed and the loading rates were reduced. The aerobic granules cultured in this study exhibited excellent abilities of simultaneous COD and nitrogen removal, and resistance to simultaneous shock of high COD and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N loading rates.

**Key words:** high carbon and nitrogen loading rates; aerobic granular sludge; simultaneous COD and nitrogen removal; load shock; piggery wastewater

1997年,Morgenroth等<sup>[1]</sup>第一次成功地在序批式反应器(sequencing batch reactor, SBR)中培养出了好氧颗粒污泥。相对于活性污泥,好氧颗粒污泥具有高生物浓度、极好的沉降性能<sup>[2, 3]</sup>、耐受较高负荷<sup>[4]</sup>和有毒物质<sup>[5]</sup>及同时去除C、N、P<sup>[6]</sup>等特点,受到越来越多研究者的青睐。初始接种物、废水成分及运行条件等<sup>[7, 8]</sup>都是影响颗粒污泥形成的重要因素。多数研究者通过接种活性污泥,采用人工合成配

水(有机营养包括葡萄糖、醋酸盐、苯酚、淀粉、乙醇、糖蜜、蔗糖等),以批次运行方式培养好氧颗粒污泥<sup>[9, 10]</sup>,也有研究者通过接种纯化的功能微生

收稿日期:2011-01-20; 修订日期:2011-04-18

基金项目:国家高技术研究发展计划(863)项目(2006AA06Z330);  
财政部战略生物资源科技支撑运行专项(KSCX2-YW-Z-1017)

作者简介:赵永贵(1985~),男,硕士研究生,主要研究方向为废水生物处理技术,E-mail: zhyg6818@163.com  
\* 通讯联系人, E-mail: huangjun@cib.ac.cn

物<sup>[11, 12]</sup>, 或采用实际废水(猪场废水、豆浆废水、啤酒废水、城市污水和工业废水等)<sup>[12~14]</sup>培养好氧颗粒污泥。此外, 研究者普遍采用逐渐加大选择压(包括逐渐提高负荷、缩减沉降时间、降低循环时间、提高曝气速率)的策略培养好氧颗粒污泥<sup>[15]</sup>。而直接通过逐渐加大选择压, 富集实际废水中的土著微生物, 来培养好氧颗粒污泥的方法几乎未见报道。

参与C、N去除的异养菌、硝化菌和反硝化菌对生长条件需求不同。由于特殊的颗粒结构, 使得不同功能菌群可以分布在颗粒中的不同区域, 为好氧颗粒污泥同时脱氮除碳提供了有利条件。目前好氧颗粒污泥同时脱氮除碳的研究主要集中于模拟废水的低负荷处理<sup>[2, 6]</sup>, 在高负荷条件下, 也仅针对COD<sup>[16]</sup>或NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N<sup>[17]</sup>单一污染的去除。而较少涉及高碳氮浓度废水(如养殖废水等)在高负荷条件下的处理<sup>[12]</sup>。因此研究高碳氮负荷下同时脱氮除碳的好氧颗粒污泥具有重要的理论意义和应用前景。

本研究以补加葡萄糖和硫酸铵的猪场废水为基质, 培养在高碳氮负荷下具有良好脱氮除碳功能的

好氧颗粒污泥, 并研究高碳氮负荷对好氧颗粒污泥冲击的影响, 以期为好氧颗粒污泥在高碳氮浓度废水处理方面的广泛应用提供理论和实践基础。

## 1 材料与方法

### 1.1 反应装置和试验材料

反应装置为圆柱形反应器, 内径8 cm, 高度100 cm, 有效高度80 cm, 有效容积4 L, 材质为有机玻璃。4个取样口, 依次距底面60、50、40、30 cm。2个排泥口, 一个距底面10 cm, 一个在反应器底部。反应器供气装置采用ACO2012电磁式空气压缩机和微孔曝气头, 曝气量大小采用玻璃转子流量计LZB26(余姚远大仪表厂)控制。

猪场原水取自四川省邛崃市某养猪场。原水经孔径为0.9 mm左右的纱布过滤后, 用自来水稀释并添加一定量的葡萄糖和硫酸铵配成猪场配水, 具体的水质情况见表1。粉末活性炭产自重庆北碚精细化工厂, 分析纯, 粒径主要分布在20~50 μm。

### 1.2 反应器启动和运行条件

表1 实验用水水质

Table 1 Characteristics of piggy wastewater

水质类型	COD/mg·L <sup>-1</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/mg·L <sup>-1</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N/mg·L <sup>-1</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/mg·L <sup>-1</sup>	pH
猪场原水	4 100~5 200	470~580	<0.02	<2.0	7.0~8.5
猪场配水	2 500~16 000	110~730	<0.02	<2.0	7.5~8.5

向反应器中加入20 g用蒸馏水浸润的粉末活性炭, 加猪场配水至4 L, 控制曝气量100 L·h<sup>-1</sup>, 室温下(20℃左右)闷曝5 d。待反应器内的培养物具有一定的沉降性, 停止曝气, 静置30 min, 排掉3.5 L上层废水。

整个实验采用批次进水的方式运行, 逐渐提高负荷、缩减沉降时间、降低循环时间、提高曝气速率(气体剪切力)。在反应器运行初期, 一个运行周期为24 h, 分别为: 进水1.0 min, 沉降5.0~15.0 min, 排水1.0 min, 其余为曝气时间。每一个运行周期进

水2.5 L, 体积交换率为62.5%。第18 d起, 将一个运行周期时间缩短为12 h, 分别为: 进水1.0 min, 沉降0.7~4.5 min, 排水1.0 min, 其余为曝气时间。每一个运行周期进水2.0 L, 体积交换率为50.0%。具体运行条件见表2。

### 1.3 分析方法

(1)进水样品摇匀后取样; 出水样品5000 r·min<sup>-1</sup>离心6 min(Centrifuge 5804 R, Eppendorf)后取上清液分析。

(2) COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N测定采用德

表2 反应器运行条件<sup>1)</sup>

Table 2 Operation conditions of the reactor

运行时期	闷曝期	絮累积期	初生颗粒形成期	颗粒成熟期	负荷冲击期	负荷恢复期
运行天数/d	1~5	6~17	18~23	24~40	41~61	62~65
运行周期/h	—	24	12	12	12	12
体积交换率/%	—	62.5	50.0	50.0	50.0	50.0
曝气量/L·h <sup>-1</sup>	100	100	100~200	200	200~240	60
COD负荷/kg·(m <sup>3</sup> ·d) <sup>-1</sup>	1.59	1.59	3.00~4.00	4.80~7.60	7.80~15.68	5.50
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N负荷/kg·(m <sup>3</sup> ·d) <sup>-1</sup>	0.074	0.074~0.090	0.136~0.143	0.217~0.260	0.300~0.723	0.240
沉降时间/min	—	15.0~5.0	4.5~2.5	2.5~1.0	1.0~0.7	0.7

1) 温度18.2~23.3; 进水pH7.5~8.5

国 WTW 多功能水质分析仪 (The Spectroquant Analysis System PhotoLab S12). 消煮采用 WTW 公司 CR 2200 加热器. 试剂为默克(Merck)公司配套试剂.

(3) pH 值测定采用美国优特(EUTECH)公司 pH Tester 30 笔式便携测定仪.

(4) 污泥沉降比(SV):每次排水前,从反应器中部(40 cm 处)取样口取混匀的 100 mL 样品,静置 30 min 后测定.

(5) 颗粒化程度:混匀的 100 mL 样品,在量筒中静置 30 min 后,颗粒的体积占污泥总体积的百分比.

(6) 好氧颗粒污泥显微结构采用日本 JEOL 公司 JSM25900LV 扫描电镜观察.

(7) 颗粒污泥照片采用佳能 40D 相机拍摄.

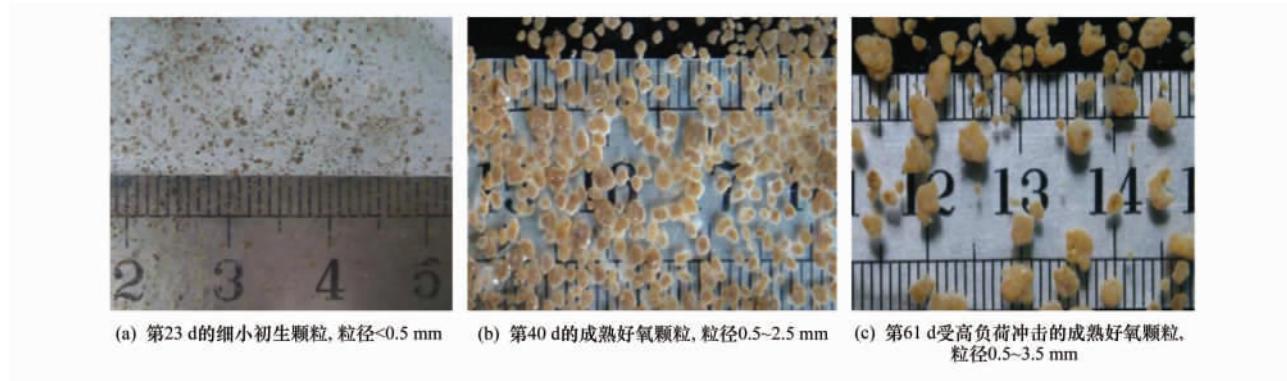


图 1 不同运行阶段的好氧颗粒污泥

Fig. 1 Aerobic granular sludge in the development process of aerobic granular sludge

第一阶段(第 1~5 d)为闷曝期. 此阶段反应器中混悬液的沉降性比刚启动时明显改善, SV 也由刚接种时的 1.5% 增加到了 4.5% (见图 2).

第二阶段(第 6~17 d)为絮体生物量积累期. 此阶段絮体污泥量进一步增多并趋于密实.

运行至 11 d, 污泥沉降性能较差, 并观察到丝状菌开始出现. 把沉降时间缩短至 5.0 min(见图 2), 有效地排出了大部分絮状污泥, 期间 SV 仍稳定在 9%~13% (见图 2). 运行至 17 d, 观察到污泥中丝状菌减少, 污泥沉降性能转好. 颗粒污泥中出现丝状菌过度生长现象已被报道<sup>[12, 18, 19]</sup>, 研究表明缩短沉降时间可有效淘汰沉降性差的丝状菌<sup>[18]</sup>, 并能促进颗粒污泥的形成和污泥颗粒化<sup>[12]</sup>. 本研究通过缩短沉降时间, 也成功抑制了丝状菌的过度生长. 此阶段中, COD 去除率 >94% [见图 3(a)], NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率第 6~15 d 稳定在 44.56%~56.82% 之间, 此后迅速从 15 d 的 52.58% 上升到第 18 d 的 94.77%

## 2 结果与分析

### 2.1 好氧颗粒污泥的发育及脱氮除碳功能

据反应器内污泥的发育情况, 培养过程可分为 4 个阶段. 各个阶段反应器内污泥的颜色及形态如表 3 和图 1 所示.

表 3 好氧颗粒污泥发育过程

Table 3 Development process of aerobic granular sludge

运行阶段	闷曝期	絮体 积累期	初生颗粒 形成期	颗粒 成熟期
运行天数/d	1~5	6~17	18~23	24~40
污泥颜色	黑色	灰黑色	灰黄色	土黄色
污泥形态	细小 絮状物	较大 絮体	细小初生 颗粒	近球形 成熟颗粒
颗粒直径/mm	—	—	<0.5	0.5~2.5

[见图 3(b)]. 由于本研究中保持了高 COD 负荷(见表 2)和高 DO 浓度(>5 mg·L<sup>-1</sup>), 推测脱氮作用主要由具有好氧反硝化功能的异养硝化菌完成. 这里的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率迅速增加, 一方面可能是由于此阶段污泥量得到了有效积累; 另一方面缩短沉降时间淘汰了沉降差的丝状菌, 可能减少了丝状菌对碳源的竞争, 有利于异养硝化菌在污泥中进一步积累并发挥功能.

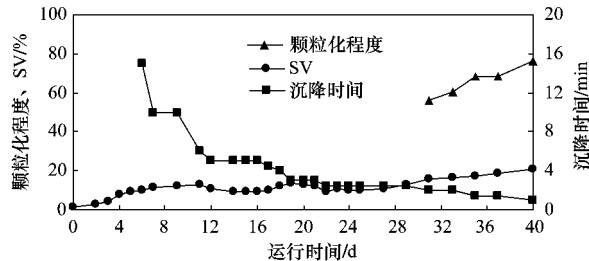
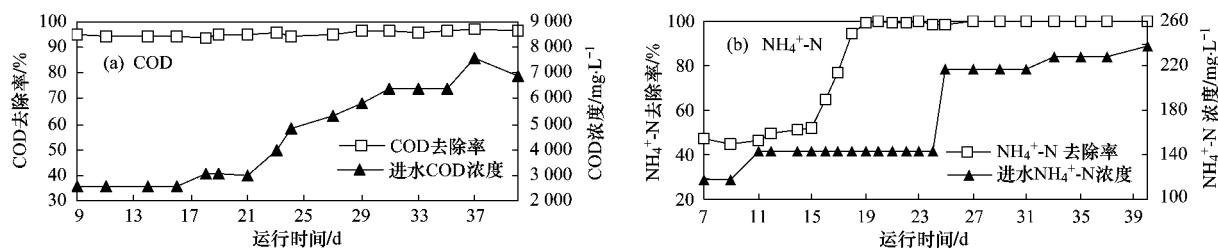


图 2 颗粒培养过程中沉降时间、SV 和颗粒化程度

Fig. 2 Settlement time, SV and granulation rate in the formation and growth of aerobic granular sludge

图3 污泥颗粒化过程中 COD 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的进水浓度和去除率Fig. 3 Effluent concentration and removal rates of COD and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N in the formation and growth of aerobic granular sludge

第三阶段(第18~23 d)为初生颗粒形成期。此阶段絮体污泥更密实并趋于颗粒化。将沉降时间从4.5 min进一步缩短至2.5 min(见图2)，污泥对COD去除率>94%[见图3(a)]，对NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N去除率>99%[见图3(b)]。运行到第23 d，反应器中混悬液已变为灰黄色，并开始出现少量细小初生颗粒[见图1(a)]，直径在0.5 mm以下。研究表明好氧颗粒污泥可在COD负荷1.5~15 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>下形成，短的沉降时间(一般为1.0~5.0 min)是培养好氧颗粒污泥的必要条件<sup>[20]</sup>。此阶段沉降时间为2.5~4.5 min，COD负荷为3.00~4.00 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>(见表2)，形成颗粒污泥的条件与上述研究者报道的相符。

第四阶段(第24~40 d)为颗粒成熟期。为了加快

颗粒污泥的形成和发育，进一步缩短沉降时间至1.0 min(见图2)，进水COD和NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N负荷分别为4.80~7.60 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>和0.217~0.260 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>(见表2)，进水COD和NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N浓度分别为4800~7600 mg·L<sup>-1</sup>和217~260 mg·L<sup>-1</sup>(见图3)。此过程中，COD去除率>94%[图3(a)]，NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N去除率>98%[图3(b)]。随着进水负荷的提高，反应器内的SV缓慢上升，颗粒变大，数量增多，污泥颗粒化程度增强(见图2)。此阶段颗粒化程度增长非常快，从55%(31 d)迅速增长到76.19%(40 d)，同时颗粒变为土黄色，直径为0.5~2.5 mm[见图1(b)]。颗粒污泥扫描电镜照片见图4。从中可见颗粒污泥剖面[见图4(c)]主要由球菌和少量短杆菌组成，未发现丝状菌，也没发现以活性炭为核心的诱导核。

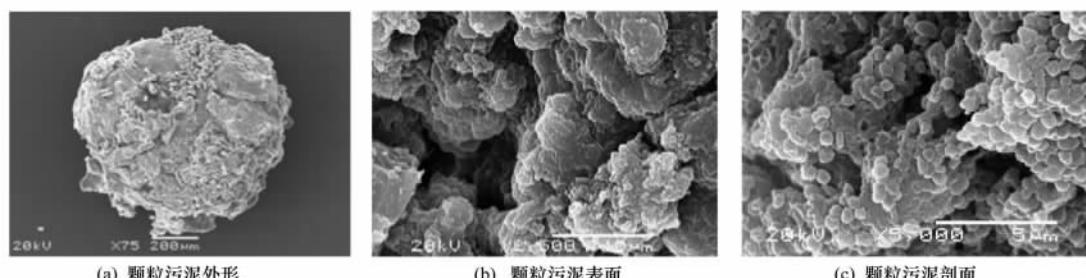


图4 颗粒污泥的扫描电镜照片

Fig. 4 Scanning electron photomicrographs of granular sludge

## 2.2 好氧颗粒污泥负荷冲击研究

根据进水负荷的不同，将好氧颗粒污泥负荷冲击试验分为负荷冲击期和负荷恢复期。

负荷冲击期为第41~61 d。为了研究好氧颗粒污泥能耐受的最高冲击负荷，从第40~57 d，进水COD和NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N负荷分别从6.90 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>和0.260 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>逐渐提高到12.6 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>和0.503 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>[见图5(a)和5(b)]，进水COD和NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N浓度分别从6900 mg·L<sup>-1</sup>和260

mg·L<sup>-1</sup>逐渐提高到12600 mg·L<sup>-1</sup>和503 mg·L<sup>-1</sup>[见图5(c)]。此过程中COD去除率>96%，NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N去除率>99%。污泥SV逐渐增大，颗粒继续增多变大，污泥颗粒化程度在第44 d达到89.29%(见图6)，整个反应器几乎完全颗粒化。此时沉降时间为1.0 min(见表2)，研究表明只有当沉淀时间为1.0~5.0 min时，污泥才能全部转化为好氧颗粒<sup>[21, 22]</sup>，与本研究结果相符。第58 d将COD和NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N负荷分别提高至15.68 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>和

$0.723 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ . 运行 4 d 后  $\text{NH}_4^+$ -N 去除率降至 81.59%, 同时 SV(主要是絮体)迅速增加, 污泥沉降性能变差, 颗粒化程度急剧下降, 颗粒开始破碎[见图 1(c)], 直径为 0.5~3.5 mm. 表明此负荷冲击量已经超过了颗粒污泥所能承受的限度, 导致其脱氮功能开始退化.

负荷恢复期为第 62~65 d. 第 61 d 时从曝气的反应器中取出了 2.5 L 泥水混合物, 并将 COD 和  $\text{NH}_4^+$ -N 负荷分别降至  $5.50 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$  和  $0.240 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ . 第 65 d  $\text{NH}_4^+$ -N 去除率重新恢复至 98.94%, COD 去除率为 94.49% (见图 5). 表明当好氧颗粒污泥经高负荷冲击开始退化后, 如果及时排出部分污泥和降低进水负荷, 好氧颗粒污泥系统的脱氮功能能够迅速恢复.

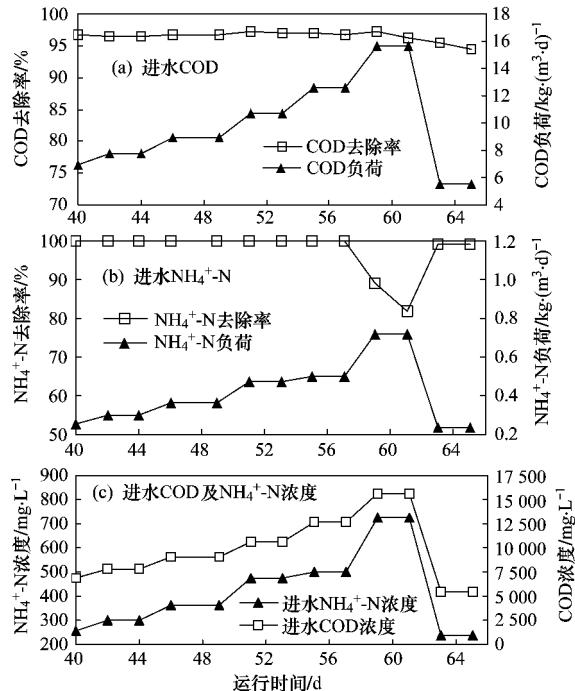


图 5 负荷冲击及恢复阶段进水浓度、负荷及去除率

Fig. 5 Effluent concentration, loading rates and removal rates in the stage of load shock and load recovery

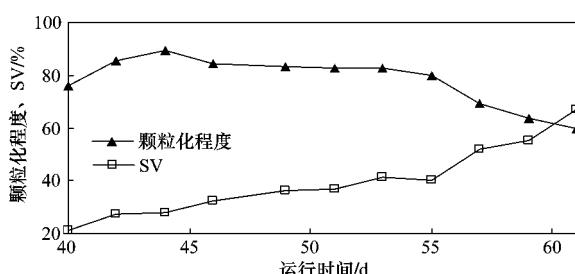


图 6 好氧颗粒污泥负荷冲击阶段 SV 和颗粒化程度

Fig. 6 SV and granulation rate in the stage of high loading rates

### 2.3 好氧颗粒污泥培养过程中硝化产物的积累

在颗粒培养过程中出现了少量硝化产物的积累(见图 7). 运行前 14 d, 出水中  $\text{NO}_2^-$ -N 和  $\text{NO}_3^-$ -N 积累量很少(各自都 <  $5.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ); 第 14~18 d, 随着  $\text{NH}_4^+$ -N 去除率从 51.15% 快速升高至 94.77% [见图 3(b)], 出水  $\text{NO}_2^-$ -N 和  $\text{NO}_3^-$ -N 的积累量分别从 14 d 的  $2.10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  和  $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  增加到 18 d 的  $50.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  和  $13.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . 推测此阶段异养硝化菌得到有效积累,  $\text{NH}_4^+$ -N 迅速被转化成硝化产物. 但由于碳源不足(出水 COD 只剩  $100 \sim 200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ), 反硝化作用进行不够彻底, 导致  $\text{NO}_2^-$ -N 和  $\text{NO}_3^-$ -N 的积累. 在此后的运行中, 逐渐提高进水的 COD/ $\text{NH}_4^+$ -N(浓度比), 当进水 COD/ $\text{NH}_4^+$ -N > 24 时, 出水  $\text{NO}_2^-$ -N 和  $\text{NO}_3^-$ -N 积累浓度明显减少(见图 7).

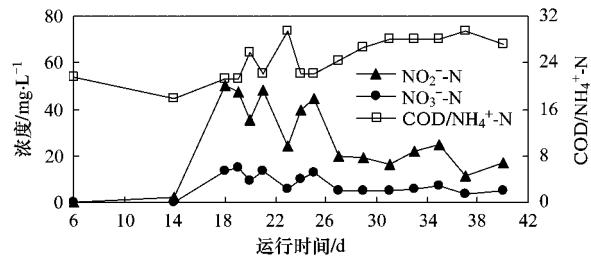


图 7  $\text{NO}_2^-$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N 出水浓度与 COD/ $\text{NH}_4^+$ -N 的关系

Fig. 7 Relationship between COD/ $\text{NH}_4^+$ -N and accumulation of  $\text{NO}_2^-$ -N and  $\text{NO}_3^-$ -N

将第 18~42 d 的 COD/ $\text{NH}_4^+$ -N 和硝化产物积累浓度用 SPSS 13.0 统计学软件的 Bivariate 过程进行相关关系分析, 分析结果见表 4, 可以看出系统出水  $\text{NO}_2^-$ -N 和  $\text{NO}_3^-$ -N 的积累浓度和进水 COD/ $\text{NH}_4^+$ -N 呈现非常好的负相关关系. 因此只要适当提高进水的 COD/ $\text{NH}_4^+$ -N, 硝化产物的积累问题是完全可以避免的.

表 4  $\text{NO}_2^-$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N 出水浓度与 COD/ $\text{NH}_4^+$ -N 相关性分析结果<sup>1)</sup>

Table 4 Correlation analysis between COD/ $\text{NH}_4^+$ -N and accumulation of  $\text{NO}_2^-$ -N and  $\text{NO}_3^-$ -N

产物类型	R	P
$\text{NO}_2^-$ -N	-0.888	< 0.001
$\text{NO}_3^-$ -N	-0.882	< 0.001

1) R 为 2 组数据的 Pearson 相关系数, 为负值表明呈负相关性,  $R^2$  越接近 1 表明相关性越好; 2) P 双侧检验的概率,  $P < 0.001$  认为有非常显著的统计学意义

### 3 讨论

长期运行中稳定性差(主要表现在颗粒破碎及

丝状菌过度生长)是好氧颗粒污泥技术在实际应用中最大的障碍之一<sup>[7]</sup>,进水负荷是影响好氧颗粒污泥稳定性的最主要因素<sup>[17, 23]</sup>. 目前高负荷冲击对好氧颗粒污泥的影响研究主要集中于合成废水高 COD 负荷或高 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷分别的冲击,而实际废水产生的高碳氮负荷双重冲击对颗粒污泥的影响还未见报道.

在高 COD 负荷冲击影响方面,Moy 等<sup>[23]</sup>的研究表明以葡萄糖培养的好氧颗粒污泥能耐受 COD 负荷为 15 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup> 的高负荷冲击,其 COD 去除率稳定在 89% ~ 93% 之间;而以醋酸培养的好氧颗粒污泥在 COD 负荷为 9 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup> 时就开始破碎,其 COD 去除率在 97% 左右.Chen 等<sup>[4]</sup>研究表明 COD 负荷提高到 12.0 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup> 后,好氧颗粒污泥开始破碎成松散絮体. 继续运行 90 d 后恢复到稳定状态,整个过程 COD 去除率稳定在 96% ~ 98.5% 之间. 在高 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷冲击影响方面,刘宏波等<sup>[17]</sup>研究表明, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷的提高会使颗粒污泥增大,沉降变差,颗粒化率下降. 当 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷达到 0.80 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup> 时,颗粒开始解体. NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷由 0.48 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup> 提高到 0.80 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup> 时, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率由 90% 下降到 70%.

本研究针对猪场废水土著微生物富集培养的好氧颗粒污泥,采用高碳氮浓度的猪场废水进行了碳氮双重负荷冲击研究. 结果表明当 COD 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷分别提升到 15.68 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup> 和 0.723 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup> 时,好氧颗粒污泥的稳定性才开始受到影响. 因此,与已报道的研究结果相比,本研究培养的好氧颗粒污泥能同时耐受复杂水质高碳氮负荷的双重冲击,高碳氮双重负荷冲击对好氧颗粒污泥造成的影响与 COD 或 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 单一负荷冲击造成的影响较相似. 同时,COD 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷分别在 6.90 ~ 12.6 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup> 和 0.260 ~ 0.503 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup> 时,好氧颗粒污泥对 COD 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率分别达到 96% 和 99% 以上. 推测主要是由于颗粒污泥来自废水土著微生物的富集和自聚集,所以更易适应废水水质,并表现出良好的稳定性和脱氮除碳功能. 另外,当 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率受负荷冲击影响下降后,如果及时排出部分污泥和降低进水负荷, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率仍能迅速恢复.

研究者普遍认为好氧颗粒污泥内同时存在自养硝化菌和缺氧反硝化菌,从而实现同时硝化反硝化 ( simultaneous nitrification and denitrification,

SND) <sup>[6, 24]</sup>. 另有研究表明<sup>[25]</sup>,好氧颗粒污泥内部异养菌和自养硝化菌的相对丰度受 COD/NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 的影响较大. 随着进水 COD/NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的升高,自养硝化菌群显著减少,异养菌群逐渐增多,同时高 COD 浓度容易抑制颗粒表层自养氨氧化菌的生长及活性,降低硝化速率<sup>[26]</sup>. 本研究在 COD 负荷高达 6.9 ~ 12.6 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup> 时,其 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率还能保持在 99% 以上. 推测在此 COD 负荷下,自养硝化菌的数量及活性会受到明显抑制,好氧颗粒污泥的脱氮机制应以异养硝化脱氮为主. 因此,进一步研究了好氧颗粒污泥内部的脱氮微生物群落,结果表明(另文发表)该好氧颗粒污泥内含有异养硝化菌和自养氨氧化菌,未检测到氨氧化古菌和厌氧氨氧化菌的存在. 异养硝化菌是本研究培养的颗粒污泥内的优势菌群,对脱氮作用的贡献最大,处于主导地位.

#### 4 结论

(1) 以补加葡萄糖的猪场废水为基质,不接种活性污泥,采用粉末状活性炭对废水土著微生物进行预固定,成功培养出了具有良好脱氮除碳功能的好氧颗粒污泥.

(2) 培养的好氧颗粒污泥可以耐受高 COD 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷的双重冲击. COD 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷分别在 4.80 ~ 12.6 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup> 和 0.217 ~ 0.503 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup> 时,好氧颗粒污泥对 COD 的去除率 >94%, 对 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的去除率 >98%. COD 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷分别达到 15.7 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup> 和 0.723 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup> 后,颗粒开始破碎, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率下降. 排出部分污泥并降低负荷继续运行,颗粒污泥的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率可迅速恢复至 98% 以上.

致谢:感谢中国科学院成都生物研究所马欣荣副研究员对本工作提供的帮助.

#### 参考文献:

- [1] Morgenroth E, Sherden T, Van Loosdrecht M C M, et al. Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor [J]. Water Research, 1997, 31(12): 3191-3194.
- [2] Yang S F, Tay J H, Liu Y. A novel granular sludge sequencing batch reactor for removal of organic and nitrogen from wastewater [J]. Journal of Biotechnology, 2003, 106(1): 77-86.
- [3] Tay J H, Liu Q S, Liu Y. Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor [J]. Journal of Applied Microbiology, 2001, 91(1): 168-175.
- [4] Chen Y, Jiang W J, Liang D T, et al. Biodegradation and kinetics of aerobic granules under high organic loading rates in sequencing batch reactor [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2008, 79(2): 301-308.

- [ 5 ] Adav S S, Lee D J, Lai J Y. Effects of aeration intensity on formation of phenol-fed aerobic granules and extracellular polymeric substances [ J ]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2007, **77**(1) : 175-182.
- [ 6 ] De Kreuk M, Heijnen J J, Van Loosdrecht M C M. Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge [ J ]. Biotechnology and Bioengineering, 2005, **90**(6) : 761-769.
- [ 7 ] Adav S S, Lee D J, Show K Y, et al. Aerobic granular sludge: Recent advances [ J ]. Biotechnology Advances, 2008, **26**(5) : 411-423.
- [ 8 ] 牟丽婷, 黄钧. SBR 中好氧颗粒污泥及其脱氮功能的研究进展 [J]. 中国给水排水, 2009, **25**(2) : 21-26.
- [ 9 ] Jang A M, Yoon Y H, Kim I S, et al. Characterization and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor [ J ]. Journal of Biotechnology, 2003, **105**(1-2) : 71-82.
- [ 10 ] Tay S T L, Zhuang W Q, Tay J H. Start-up, microbial community analysis and formation of aerobic granules in a *tert*-butyl alcohol degrading sequencing batch reactor [ J ]. Environmental Science & Technology, 2005, **39**(15) : 5774-5780.
- [ 11 ] Adav S S, Lee D J. Single-culture aerobic granules with *Acinetobacter calcoaceticus* [ J ]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2008, **78**(3) : 551-557.
- [ 12 ] 荀莎, 黄钧. 异养硝化好氧颗粒污泥培养条件研究 [J]. 环境科学, 2009, **30**(12) : 3645-3651.
- [ 13 ] Wang S G, Liu X W, Gong W X, et al. Aerobic granulation with brewery wastewater in a sequencing batch reactor [ J ]. Bioresource Technology, 2007, **98**(11) : 2142-2147.
- [ 14 ] Liu Y Q, Moy B, Kong Y H, et al. Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment [ J ]. Enzyme and Microbial Technology, 2010, **46**(6) : 520-525.
- [ 15 ] Wang X H, Zhang H M, Yang F L, et al. Improved stability and performance of aerobic granules under stepwise increased selection pressure [ J ]. Enzyme and Microbial Technology, 2007, **41**(3) : 205-211.
- [ 16 ] Juang Y C, Adav S S, Lee D J, et al. Biodiversity in aerobic granule membrane bioreactor at high organic loading rates [ J ]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2009, **85**(2) : 383-388.
- [ 17 ] 刘宏波, 杨昌柱, 潘文虹, 等. 进水氨氮浓度对好氧颗粒污泥的影响研究 [J]. 环境科学, 2009, **30**(7) : 2030-2034.
- [ 18 ] Schwarzenbeck N, Borges J M, Wilderer P A. Treatment of dairy effluents in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor [ J ]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2005, **66**(6) : 711-718.
- [ 19 ] 汪善全, 张胜, 李晓娜, 等. 高浓度 Vc 生产废水培养好氧颗粒污泥的试验研究 [J]. 环境科学, 2007, **28**(10) : 2243-2248.
- [ 20 ] 王建龙, 张子健, 吴伟伟. 好氧颗粒污泥的研究进展 [J]. 环境科学学报, 2009, **29**(3) : 449-473.
- [ 21 ] McSwain B S, Irvine R L, Wilderer P A. The influence of settling time on the formation of aerobic granules [ J ]. Water Science and Technology, 2004, **50**(10) : 195-202.
- [ 22 ] Qin L, Liu Y, Tay J H. Effect of settling time on aerobic granulation in sequencing batch reactor [ J ]. Biochemical Engineering Journal, 2004, **21**(1) : 47-52.
- [ 23 ] Moy B Y P, Tay J H, Toh S K, et al. High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules [ J ]. Letters in Applied Microbiology, 2002, **34**(6) : 407-412.
- [ 24 ] Beun J J, Heijnen J J, Van Loosdrecht M C M. N-removal in a granular sludge sequencing batch airlift reactor [ J ]. Biotechnology and Bioengineering, 2001, **75**(1) : 82-92.
- [ 25 ] Yang S F, Tay J H, Liu Y. Respirometric activities of heterotrophic and nitrifying populations in aerobic granules developed at different substrate N/COD ratios [ J ]. Current Microbiology, 2004, **49**(1) : 42-46.
- [ 26 ] Ballinger S J, Head I M, Curtis T P, et al. The effect of C/N ratio on ammonia oxidising bacteria community structure in a laboratory nitrification-denitrification reactor [ J ]. Water Science and Technology, 2002, **46**(1-2) : 543-550.